

UNIVERSITAT
POLITÉCNICA DE
CATALUNYA

CONSEJO SUPERIOR DE
INVESTIGACIONES
CIENTÍFICAS

UNIVERSITAT DE
BARCELONA



**Desarrollo de un modelo para el estudio de la dispersión de
contaminantes provenientes de una granja de cultivo de
camarón en el complejo lagunar Estero de Urías: una laguna
costera urbanizada (México)**

José Gilberto Cardoso Mohedano
Centre d'Estudis Avançats de Blanes
(CSIC)

Director: Antonio Cruzado Alorda
Codirector: Joan Albert Sánchez Cabeza

Tesis presentada para obtener el título de Doctor por la
Universitat Politècnica de Catalunya

Barcelona, 4 de febrero de 2013

Resumen

Con el objetivo de desarrollar una herramienta de gestión para la reducción del impacto de los efluentes sobre los ecosistemas receptores de una granja camaronícola en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México, se desarrolló un modelo biogeoquímico acoplado de alta resolución (50X50 metros). Los forzamientos del modelo son elevación de marea en la frontera lateral abierta (puerto), temperatura superficial, precipitación total, nubosidad y radiación solar. Además se simularon las descargas de nutrientes de la granja con un trazador conservativo teórico y el amonio (un no conservativo).

Se simularon dos tipos de descarga, una en marea viva y otra en marea muerta. Los resultados del modelo físico indican que la hidrodinámica del Estero de Urías está gobernada principalmente por las mareas astronómicas y su topografía.

Por su morfología e hidrología, el complejo lagunar Estero de Urías puede ser dividido en diferentes áreas: i) la zona cercana al puerto, con las mayores profundidades, más altas velocidades de corriente y tiempos de residencia más bajos. ii) la zona intermedia, que es la más ancha, presenta velocidades y tiempos de recambio medios, es la zona con más altos gradientes de temperatura y salinidad, y recibe las aguas de enfriamiento provenientes de la planta termoeléctrica que impactan local y estacionalmente al ecosistema. iii) La cabeza lagunar es la más estrecha, presenta las velocidades más bajas, los tiempos de residencia más altos y es la que recibe las descargas de la granja.

Las simulaciones del modelo biogeoquímico indican que los nutrientes disueltos descargados por la granja son rápidamente asimilados por la trama trófica y posteriormente son sedimentados. Para los 50 días de simulación los trazadores biogeoquímicos se quedan contenidos dentro de la cabeza lagunar y por lo que su exportación es prácticamente nula fuera del estero. Las simulaciones de las descargas indican que el máximo de concentraciones de los nutrientes disueltos se alcanzan en el último día de la descarga, momento en el que la marea puede disminuir los máximos de concentración de los nutrientes disueltos, con una diferencia del aproximadamente 10% entre la marea viva y muerta.

Por otra parte, no obstante que las máximas concentraciones simuladas de amonio y nitrato no exceden los límites fijados por la Norma Oficial Mexicana para las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, sin embargo, sí superan a las recomendadas por Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (México) para la protección del medio ambiente, debido a esto se buscó ofrecer una alternativa que disminuya el impacto de las descargas de la granja, por lo que se simuló un cambio de gestión tradicional de dos descargas puntuales al año a un tipo de sistema multiciclo, el cual presenta máximos de concentración más bajos que la descarga puntual y por lo tanto, resultan con mejores niveles de calidad de agua.

Abstract

In order to develop a management tool that allows a reduction of the impact of effluents on receiving ecosystems in a shrimp farm in Estero de Urias, Mazatlan, Sinaloa, Mexico, a biogeochemical model coupled of high resolution (50X50 meters) was developed. Its forcings are: rising tide in the border open side (port), surface temperature, total precipitation, cloudiness and solar radiation. In addition, nutrient discharges from the farm were simulated with a theoretical conservative tracer and ammonia (a non-conservative).

Two discharge types were simulated, one in spring tide and one in neap tide. The results of the physical model indicate that the hydrodynamics of the Estero de Urias is governed mainly by astronomical tides and topography.

Because of its morphology and hydrology, the Estero de Urias lagoon complex can be divided different areas: i) the area near the port, with the largest depths, the highest current velocities and lower residence periods, ii) the intermediate zone is the widest, current velocities and average periods of replacement; it is also the area with higher temperature and salinity gradients and receives the cooling water from the thermoelectric that impact local and seasonally the ecosystem. iii) The lagoon head is the narrowest, which contains the secondary channels with the lower speeds, the highest residence times and is the one receiving farm discharges.

The biogeochemical model simulations indicate that the dissolved nutrients discharged by the farm are quickly assimilated into the trophic network and are subsequently settled. For the 50 days simulation biogeochemical tracers are contained within the lagoon head and are hardly exported outside the estuary. Discharges simulations indicate that the maximum concentration of dissolved nutrients are achieved at the last day of discharge, at which time the tide can decrease the maximum concentration of dissolved nutrients, with a difference of about 10% between spring tide and neap tide.

Moreover, notwithstanding the maximum simulated concentrations of ammonium and nitrate do not exceed the limits set by the Norma Oficial Mexicana (Mexican Official Standard) for waste water discharges into national waters, however, they do exceed those recommended concentrations by the Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (México) (Ministry of Environment and Natural Resources (Mexico)) for the protection of the environment, because of this it was sought an alternative to reduce the impact of discharges from the farm, so a change of management was simulated, from a traditional two year point discharges to a multicycle system, which presents lower maximum concentrations than the punctual discharge and therefore better quality water standards.

A mi familia.

Por ser mi soporte y alegría
a lo largo de toda mi vida.

Agradecimientos:

Agradezco al Consejo de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca para realizar mi doctorado; al Programa de Doctorat Interuniversitari en Ciències del Mar (UPC/UB), al El Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB, CSIC), y al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM por su apoyo académico y logístico.

Un especial agradecimiento a el Centro de Supercomputación de Galicia (CESGA), la Comunidad de Cálculo Científico del CSIC y Secretaría General Adjunta de Informática (SGAI), por proporcionarme las infraestructura de los superordenadores: Finisterrae y Trueno, para realizar los cálculos del presente trabajo.

A los directores de Tesis, Antonio Cruzado Alorda y Joan Albert Sánchez Cabeza, por su tiempo, dedicación, dirección y claridad de ideas.

A los revisores externos Raffaele Bernardello y Rosalba Alonso Rodriguez; y a los miembros del tribunal Felipe Fernández González, Daniel von Schiller, Nixon Bahamón Rivera, Sergio Rossi y Zoila Rosa Velásquez Forero por sus comentarios y correcciones que ayudaron al enriquecimiento de la tesis.

Por último me gustaría agradecer a Jorge Vieyra auxiliarme en todos estos años con la parte de cómputo, a Tiago Oliveira por ayudarme con trámites de la tesis, a Georgina Lora por su apoyo y fortaleza durante la última parte del trabajo, a Erick Sánchez por su ayuda con los últimos cálculos y a todos mis amigos que directa e indirectamente me ayudaron a cumplir con este objetivo.

Índice general

Lista de figuras	5
Lista de tablas	7
1. Antecedentes	9
1.1. El <i>Princeton Ocean Model</i>	9
1.2. El modelado de los ecosistemas acuáticos	12
1.3. Modelos biogeoquímicos	12
1.4. Modelos aplicados a la camaronicultura	14
1.5. La camaronicultura	17
1.5.1. La camaronicultura en México	17
1.5.2. Características de los sistemas de cultivo del camarón en el Golfo de California	17
1.5.3. Impacto ambiental de la camaronicultura	19
1.5.4. Calidad de agua en los ecosistemas receptores de las descargas de granjas camaronícolas	19
1.6. Área de estudio: el Estero de Urías	24
1.6.1. Actividad antropogénica	24
1.6.2. Zonación del complejo lagunar Estero de Urías	25
1.7. Datos básicos de la granja	26
2. Modelo físico	31
2.1. Metodología	31
2.1.1. El Princeton Ocean Model (POM)	31
2.1.2. Ecuación de continuidad	31
2.1.3. Ecuación de cantidad de movimiento (momento)	32
2.1.4. Conservación de la temperatura potencial	32
2.1.5. Conservación de la salinidad	32
2.1.6. Ecuación de estado	33
2.1.7. Ecuaciones en coordenadas sigma	33

2.1.8. Criterios de estabilidad	34
2.1.9. Configuración de la malla (<i>grid</i>)	35
2.1.10. Condiciones iniciales	35
2.1.11. Condiciones de frontera	36
2.1.11.1. Condiciones de frontera cerrada	36
2.1.11.2. Condiciones de frontera abierta	36
2.1.12. Mareas astronómicas	36
2.1.13. Armónicos de marea	37
2.2. Resultados de la aplicación del modelo físico: simulación	37
2.2.1. Resultados de la simulación de la elevación	38
2.2.2. Simulación de las corrientes de marea	41
2.2.3. Temperatura	42
2.2.4. Salinidad	43
2.2.5. Densidad	44
2.3. Discusión de los resultados del modelo físico	45
3. Impacto de la planta termoeléctrica en la calidad del agua	61
3.1. La contaminación térmica en los ecosistemas acuáticos	61
3.2. La Planta Termoeléctrica Aceves Pozos	63
3.3. Metodología	64
3.3.1. Flujo de energía térmica	64
3.3.2. Forzamientos atmosféricos	64
3.3.3. Flujo de calor en la frontera superficial	65
3.3.4. Transferencia de masa a través de la frontera superficial	67
3.3.5. El momento en la frontera superficial	67
3.3.6. Frontera lateral abierta	67
3.4. Resultados de la simulación del impacto de la planta termoeléctrica	67
3.5. Discusión de resultados de la termoeléctrica	68
4. Modelado de trazadores conservativos	71
4.1. Trazadores conservativos	71
4.2. Metodología	71
4.2.1. Ecuaciones para los trazadores	71
4.2.2. Concentración del trazador conservativo	72

4.2.3. El trazador de edad	73
4.3. Resultados de las simulaciones de los trazadores conservativos	73
4.3.1. Resultados de las simulaciones del trazador de edad	73
4.3.2. El trazador conservativo	74
4.4. Discusión de los resultados de los trazadores conservativos	76
5. Impacto de los efluentes en la calidad del agua	83
5.1. Estrategias de simulación de las descargas	83
5.2. Experimentos realizados	84
5.3. Acoplamiento del modelo biogeoquímico	84
5.4. El modelo biogeoquímico	85
5.4.1. Ecuación de estado para el nitrato	88
5.4.2. Ecuación de estado para el amonio	89
5.4.3. Ecuación de estado para el fitoplancton	89
5.4.4. Ecuación de estado para el zooplancton	90
5.4.5. Ecuación de estado para las bacterias	90
5.4.6. Ecuación de estado para el detrito	91
5.4.7. Ecuaciones de estado para la materia orgánica disuelta	91
5.4.8. La penetración de la luz	92
5.4.9. Módulo de los sedimentos	93
5.5. Condiciones iniciales y de frontera del modelo biogeoquímico	95
5.6. Resultados del modelo biogeoquímico	95
5.6.1. Simulación con forzamientos estacionarios (<i>spin-up</i>)	95
5.6.2. Resultados de las simulaciones de la carga de la granja	97
5.6.2.1. Amonio (NH_4)	97
5.6.2.2. Nitrato (NO_3)	97
5.6.2.3. Fitoplancton (PHY)	98
5.6.2.4. Zooplancton (ZOO)	98
5.6.2.5. Detrito (DET)	98
5.6.2.6. Bacterias (BAC)	99
5.6.2.7. Carbono orgánico disuelto (DOC) y Nitrógeno orgánico disuelto (DON)	99
5.6.2.8. Sedimento refractario (SER) y Sedimento lábil (SEL)	99
5.7. Discusión de la simulación de las descargas de la granja	100

6. Discusión final y perspectivas **121**

6.1. Discusión final y conclusiones 121

6.2. Perspectivas 126

Índice de figuras

1.1. Representación de las coordenadas sigma.	11
1.2. La ecorregion del Golfo de California	18
1.3. Complejo lagunar Estero de Urías	25
1.4. Zonas utilizadas en el presente trabajo para describir al complejo lagunar	28
1.5. Esquema de la granja camaronícola “Don Jorge”	29
1.6. Crecimiento del camarón en un ciclo de cultivo durante el año 2002.	29
2.1. Resultados de elevación para el <i>spin-up</i>	38
2.2. Resultados del <i>spin-up</i> para la temperatura y salinidad	39
2.3. Cambio de elevación en el modelo	40
2.4. Puntos representativos de las zonas estudiadas	42
2.5. Flujo y reflujo, y elevación en marea de cuadratura	47
2.6. Flujo y reflujo, y elevación en marea de sicigia	48
2.7. Velocidades de corrientes en mareas de cuadratura	49
2.8. Velocidades de corrientes en mareas de sicigia	50
2.9. Temperatura promedio mensual para un año de simulación	51
2.10. Temperatura promedio mensual durante meses fríos	52
2.11. Temperatura promedio mensual durante meses cálidos	53
2.12. Salinidad promedio mensual para un año de simulación	54
2.13. Salinidad promedio mensual para los meses con valores más bajos	55
2.14. Salinidad promedio mensual para los meses con los valores más altos	56
2.15. Forzamiento de precipitación	57
2.16. Densidad promedio mensual para un año de simulación	58
2.17. Densidad promedio mensual durante meses con los valores más bajos	59
2.18. Densidad promedio mensual durante meses con los valores más altos	60

3.1. Solubilidad del oxígeno del agua mar a presión atmosférica de un bar.	62
3.2. Resultados de la temperatura en la zona receptora de las aguas de la Planta Termoeléctrica	70
4.1. Resultados del trazador de edad	75
4.2. Concentración promedio mensual del trazador conservativo	78
4.3. Estado de la elevación para las descargas en mareas vivas y muertas	79
4.4. Discusión de los resultados del trazador conservativo	80
4.5. Resultados de la concentración del trazador conservativo, impresiones cada 10 días.	81
5.1. Representación conceptual de los flujos en el modelo biogeoquímico.	86
5.2. Resultado del <i>Spin-up</i> para las variables biogeoquímicas	96
5.3. Concentración promedio mensual de amonio	104
5.4. Concentración promedio mensual de nitrato	105
5.5. Concentración promedio mensual de fitoplancton	106
5.6. Concentración promedio mensual de zooplancton	107
5.7. Concentración promedio mensual de detrito	108
5.8. Concentración promedio mensual de sedimento refractario	109
5.9. Resultados de la simulación de sedimento refractario en marea viva y muerta	110
5.10. Resultado de la simulación de las descargas en marea viva y muerta	111
5.11. Resultado de la simulación de las descargas en marea viva y muerta	112
5.12. Comparación del amonio y nitrato en marea viva contra muerta	113
5.13. Comparación del fitoplancton y zooplancton en marea viva y muerta	114
5.14. Comparación de las bacterias y el detrito en marea viva contra muerta	115
5.15. Comparación de las DOC y DON en marea viva contra muerta	116
5.16. Concentración promedio diaria del amonio	117
5.17. Datos del impacto de la granja en la calidad del agua del complejo lagunar Estero de Urías (Estero de Urías)	118
5.18. Simulación del impacto de las descargas de la granja en los valores de salinidad	119
5.19. Concentración del trazador conservativo a los 50 días de la descarga	120
5.20. Concentraciones de los trazadores biogeoquímicos a los 50 días de descarga	120
6.1. Trazadores biogeoquímicos de descarga en continuo (Continuous Discharge) y descarga puntual (Punctual Discharge)	125

Tablas

1.1. Formas funcionales de las curvas del crecimiento del camarón	15
1.2. Características de los diferentes tipos de estanques de cultivo de camarón en el noreste de México	18
1.3. Causas, efectos y acciones de mitigación del impacto ambiental relacionadas con la camaroni-cultura	20
1.4. Aportes de nutrientes provenientes de las granjas camaronícolas por ciclo de cultivo para el estado de Sinaloa	21
1.5. Calidad del agua proveniente los sistemas de cultivo de camarón	22
1.6. Datos de la granja “Don Jorge” para el ciclo en que se realizó el presente trabajo.	27
3.1. Máximos temperatura provocados por la termoeléctrica	68
4.1. Valor máximo promedio mensual del trazador de edad (días)	74
4.2. Valores máximos del trazador conservativo	76
5.1. Variables biogeoquímicas usadas en el presente trabajo.	87
5.2. Procesos biogeoquímicos usados en el modelo	88
5.3. Estequiometría del sub-modelo bacteriano	92
5.4. Parámetros biogeoquímicos usados en el modelo	93
5.5. Continua... tabla de los parámetros biogeoquímicos usados en el modelo.	94
5.6. Condiciones iniciales utilizadas en el presente trabajo	95
5.7. Concentraciones máximas para variables biogeoquímicas en el canal receptor	100
5.8. Concentraciones máximas para variables biogeoquímicas en el canal tributario	100
5.9. Concentraciones máximas para variables biogeoquímicas en el canal de referencia	101
5.10. Concentraciones máximas para variables biogeoquímicas en la zona intermedia	101
6.1. Valores límite de la Norma NOM-001-ECOL-1996 de las variables consideradas en este estudio.124	
6.2. Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua SEMARNAT (2000).	124

6.3. Concentraciones máximas de las variables biogeoquímicas, para escenarios de descarga puntual
y continuo 126

Capítulo 1

Antecedentes

1.1. El *Princeton Ocean Model*

En el presente trabajo se utilizó un modelo basado en el *Princeton Ocean Model* (POM) para simular la hidrodinámica del Estero de Urías. El POM fue desarrollado por Alan Blumberg y George L. Mellor en la década de los 70 (Mellor, 2004), en la Universidad de Princeton, EUA. El código fuente fue escrito en el lenguaje de programación FORTRAN 77, bajo licencia publica general de la GNU (GPL GNU por sus siglas en inglés). El modelo cuenta con una revisión y mejora continua por parte de sus usuarios y desarrolladores. Algunas de las herramientas útiles para el desarrollo del modelo, son las discusiones que se generan en el foro para mejora del núcleo del POM (Core-Developing Group Forum on pbwiki: <http://a-pom.pbworks.com>).

En los últimos años destaca el trabajo de Leo Oey quien modera el foro y ha realizado los últimos cambios y adaptaciones del POM. El código fuente del modelo puede descargarse de la siguiente página web:

<http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom/>

El POM es un modelo tridimensional de circulación oceánica basado en la integración numérica de las ecuaciones primitivas que rigen la dinámica de la circulación oceánica (Mellor, 2003). En su versión completa, el POM integra las ecuaciones primitivas mediante métodos de diferencias finitas de forma explícita en el plano horizontal e implícita en el plano vertical, definiéndose así dos modos de cálculo: el modo externo (barotrópico ¹ y bidimensional) y el modo interno (baroclínico ² y tridimensional). Las principales características del modelo se pueden resumir de la siguiente manera:

- El modelo utiliza un esquema de diferencias finitas con una malla “Arakawa tipo C”³.
- El algoritmo de tiempo posee un paso de tiempo dividido⁴, lo cual permite subdividir el modelo en un modo externo con un paso de tiempo menor que el modo interno. Ambos pasos de tiempo están basados en la condición de estabilidad Courant-Friedrich-Levy (CFL) (Courant et al., 1967).

¹En el modo barotrópico, la distribución de densidad no es influida por la forma de las superficies isobáricas.

²En modo baroclínico, las variaciones laterales de la densidad afectan la forma de las superficies isobáricas.

³El POM se explica a más detalle la sección 2.1.

⁴Está técnica de separación de tiempos de cálculo en modelación numérica el océano y atmósfera se denomina “time splitting”

- La integración horizontal con respecto al tiempo de forma explícita en el plano horizontal e implícita en la vertical, elimina la restricción temporal para la coordenada vertical y permite el uso de una resolución más fina de las capas de Ekman de superficie y de fondo.
- Contiene un submodelo de turbulencia de cierre de segundo orden para calcular los coeficientes de mezcla vertical, modelando así de manera más real las capas de Ekman.
- El uso de las coordenadas sigma facilita la inclusión de la batimetría real, ya que tanto la elevación de la superficie como la topografía de fondo, pasan a ser superficies de coordenadas (Figura 1.1). Esto facilita su aplicación en zonas costeras donde la topografía suele ser muy compleja.

$$\sigma = \frac{z - \eta}{D} \quad (1.1)$$

donde:

$$D(x, y, t) = H(x, y) + \eta(x, y, t)$$

D : profundidad local (m)

H : profundidad media local (m)

η : elevación de la superficie (m)

$\sigma = -1$ cuando $z = -H$

Debido a la versatilidad de la estructura de las capas sigma, este modelo se ha utilizado en el modelado de la hidrodinámica de diferentes estuarios, por ejemplo, los trabajos realizados por Oey et al. (1985a,b,c) en el estuario de Hudson-Raritan. Los autores implementaron un modelo tridimensional forzado por el viento, la elevación de marea y las descargas de los ríos. Sus resultados muestran que dentro del estuario, la salinidad y la velocidad presentan una respuesta submareal al forzamiento del viento. Además, que el viento modifica la densidad lo que produce corrientes dentro de los canales profundos del estuario y en modifica la circulación horizontal dentro del la Bahía Raritan, en las zonas con profundidades menores a los 5 m y con corrientes de marea son débiles.

Blumberg y Goodrich (1990) modelaron la estratificación inducida por el viento en la Bahía de Chesapeake, con un modelo forzado por el viento, el calor, las fluctuaciones en el nivel del mar y la salinidad. Sus resultados muestran que la profundidad media de mezcla es altamente variable en mitad la bahía, donde la mezcla es inducida por el viento, lo que sugiere que la fuente de oxígeno en la misma zona es altamente variable.

Galperin y Mellor (1990a,b) aplicaron el modelo en la Bahía de Delaware tomando en cuenta la plataforma continental adyacente. Los autores utilizaron un modelo hidro-termodinámico acoplado, sus forzamientos fueron: el viento, el calor superficial y la entrada de agua dulce. El modelo toma en cuenta los efectos no lineales que se producen en las aguas poco profundas, y permite reproducir el aumento registrado de la frecuencia de la marea en la boca de la bahía.

Blumberg y Galperin (1990) simularon la circulación en New York Bight. Los forzamientos fueron la elevación, la temperatura, salinidad, el viento y la entrada de agua dulce. Sus resultados muestran que la

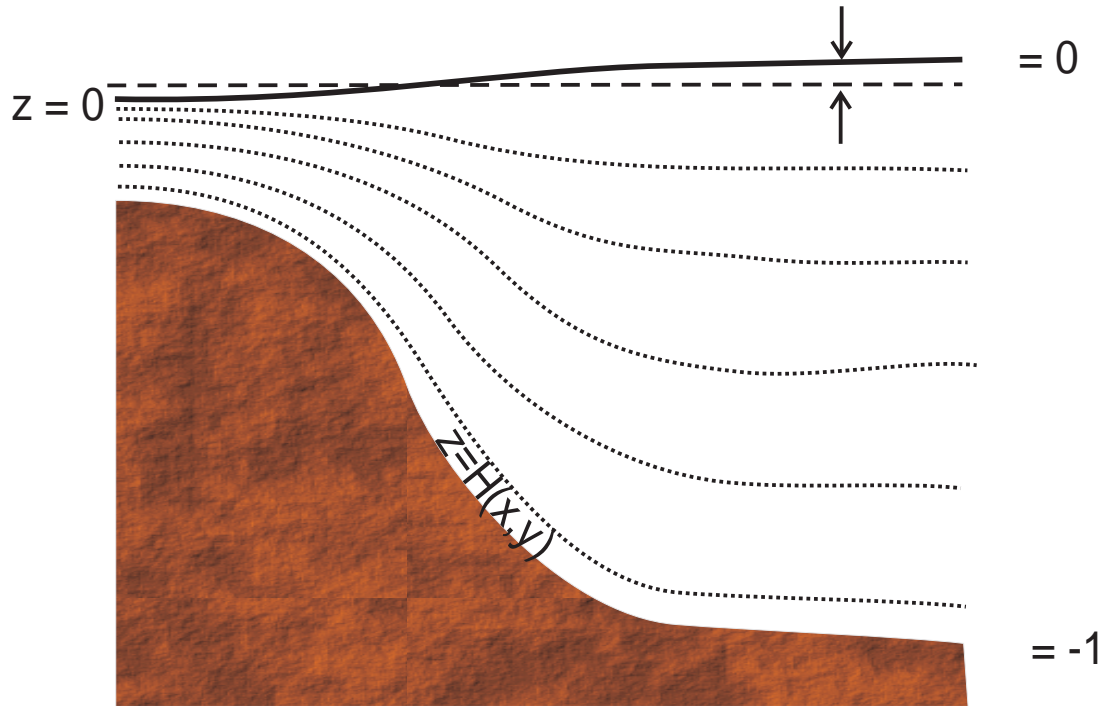


Figura 1.1: Representación de las coordenadas sigma.

columna de agua se encuentra altamente estratificada y que predomina el patrón de circulación de dos capas. Sin embargo, este patrón se modifica rápidamente por el viento.

Huang et al. (2002) y Huang y Spaulding (2002) aplicaron con buenos resultados el POM en la Bahía de Apalachicola. Los forzamientos utilizados en su simulación fueron: el viento, las mareas, la temperatura, salinidad y los ríos. Sus resultados muestran que el caudal presenta una relación lineal con la fuerza del viento, y que la distribución espacial de la salinidad y las corrientes son afectadas por los vientos en la bahía.

Huang (2007) modeló el tiempo de renovación (*flushing time*) la North Bay, Florida. Sus forzamientos fueron las mareas, la salinidad y el viento. Los autores recomiendan el uso del modelo para la gestión del estuario, debido a que, el modelo puede ser usado para estudiar los efectos de la extracción de agua dulce, los cambios de salinidad del estuario y el tiempo de renovación.

1.2. El modelado de los ecosistemas acuáticos

Las fuerzas que controlan la dinámica en los ecosistemas costeros son el calor, los flujos de agua, la fuerza del viento en la superficie, las fuerzas de fricción y la inercia producida por la rotación de la tierra. La ecuación física fundamental que relaciona estas magnitudes es la de Navier-Stokes (1.2), la cual relaciona el cambio de la velocidad (v) con la presión (p), la fuerza de Coriolis (2Ω), y la fricción (F_r).

$$\frac{Dv}{Dt} = -\frac{1}{\rho}\nabla p - 2\Omega \times v + g + F_r \quad (1.2)$$

La ecuación de Navier-Stokes se utiliza en forma conjunta con la ecuación de estado del agua de mar, la cual relaciona la densidad (ρ) con la temperatura y la salinidad (el balance del calor y el agua). Los cambios de densidad imponen los gradientes horizontales de la presión. Dichos efectos son clave para la resolución de las velocidades horizontales y verticales. Por otra parte, la condición de continuidad impone que las pérdidas o ganancias de calor y agua sólo ocurren en las fronteras abiertas del sistema (p.e. evaporación y precipitación).

En la segunda mitad del siglo XX, los ecologistas teóricos comenzaron a desarrollar los fundamentos para simular el comportamiento de los ecosistemas acuáticos. En 1949, Gordon A. Riley, Henry Stommel y Dean Bumpus publicaron un trabajo pionero en la simulación de ecosistemas acuáticos (Riley et al., 1949). En 1960, Howard T. Odum (1960) desarrolló una teoría de los ecosistemas basada en sus análogos eléctricos. En una época en que las computadoras no estaban desarrolladas, llevó a cabo sus simulaciones por medio de circuitos electrónicos. Desde entonces, se han realizado numerosos esfuerzos para desarrollar modelos físicos y biológicos acoplados.

Los modelos numéricos de los ecosistemas acuáticos se comenzaron a implementar a finales de los años 60, con la aplicación en lagunas costeras y estuarios (Kremer y Nixon, 1978). Sin embargo la complejidad de las comunidades biológicas, hizo que fuera difícil simularlas con modelos determinísticos y muchos modelos usaron relaciones estocásticas para simular la gran variabilidad producida por la genética y la diversidad ecológica (Margalef, 1972).

1.3. Modelos biogeoquímicos

Los modelos biogeoquímicos fueron desarrollados para entender la variabilidad de los sistemas planctónicos y se basan en los siguientes principios: la biomasa es la base de los ecosistemas, los organismos están regidos por sus requerimientos de carbono, el desarrollo está condicionado por la disponibilidad de los nutrientes (nitrógeno, ortofosfato, ortosilicatos, etc.) y la luz. Los modelos biogeoquímicos agrupan a los organismos en conjuntos representativos (microalgas fotosintéticas, zooplancton, bacterias, etc) (Cruzado et al., 2012). La transferencia de biomasa en la trama trófica se realiza través de la depredación y el pastoreo. Estos procesos son simulados por medio de las interacciones depredador-presa (Lotka, 1925, Volterra, 1931). Parte del carbono (C) y los nutrientes son asimilados por los productores primarios, otra parte es reciclada dentro del sistema, o exportada a los sedimentos vía fecal y por la muerte de los organismos. En el sistema pelágico, las variables están sujetas a los procesos físicos de advección y difusión y en muchas ocasiones estos procesos son los que controlan la fertilización de los ecosistemas acuáticos (Steele, 1970).

El modelo biogeoquímico más simple es el denominado como NPZD (nutriente, fitoplancton, zooplancton y detritus), en el cual, el crecimiento está controlado por la disponibilidad del nutriente, generalmente nitrógeno, y la luz. Además, este tipo de modelo funciona bajo el supuesto de que las nutrientes cumplen con

la proporción de Redfield et al. (1963) (N:P:C). La disponibilidad de nutriente y luz modifican el parámetro teórico de la tasa máxima de crecimiento de población del fitoplancton (*nutrient uptake*), la cual controla la biomasa del fitoplancton.

La transferencia de biomasa al siguiente nivel trófico se realiza por medio del pastoreo que realiza el zooplancton. Parte de esta biomasa asimilada por el zooplancton es excretada como detrito, y la otra se remineraliza en forma de nutriente disuelto, cerrando el ciclo, lo que garantiza que exista un balance de materia (Cruzado, 1995, Wroblewski et al., 1988, Wroblewski, 1989, Fasham et al., 1990a, Varela et al., 1992a, Bahamon y Cruzado, 2003).

La gran mayoría de los modelos biogeoquímicos consideran al carbono como un bloque de construcción. Por otra parte toman en cuenta a la luz y a diferentes tipos de nutrientes disueltos (nitrato, amonio, ortofosfato, ácido silícico, etc.) como factores que controlan la productividad primaria (Varela y Gabaldon, 1995). El oxígeno disuelto puede ser o no incluido en los procesos de fotosíntesis-respiración. Sin embargo, existe una tendencia a alejarse de los modelos que toman en cuenta diversas partes del ecosistema, *v. gr.* modelos de grandes redes-tróficas (Baretta et al., 1995), pues en muchas ocasiones se obtienen mejores resultados con modelos simples y robustos, aunque incompletos que con modelos con muchas variables que son muy difíciles de calibrar.

Las ecuaciones de los modelos biogeoquímicos no son lineales, no pueden ser resueltas de manera analítica, y por lo tanto de deben de resolver por métodos numéricos. Una de las principales limitaciones de los modelos numéricos es que requieren de un alto poder de cálculo de los procesadores, por lo que no fue hasta los años 80 que los modelos comenzaron a ser usados como herramientas de gestión ambiental. El desarrollo del hardware ha permitido que la potencia de cálculo de los procesadores presente un crecimiento prácticamente exponencial. Además con el perfeccionamiento de los procesadores multinúcleo, ha sido posible que los modelos funcionen en paralelo. Esto ha permitido que los modelos ecológicos sean utilizados como herramienta de gestión ambiental. Sin embargo, lo que parece ser una limitación al desarrollo de los modelos, además del conocimiento de los procesos naturales, es la programación. Las buenas prácticas de programación tales como: la corrección⁵, claridad⁶ y la eficiencia⁷, no siempre son usadas por los modelistas (Jiménez-Montealegre et al., 2002). Es necesario que los desarrolladores tomen en cuenta las buenas prácticas de programación para el diseño de los modelos.

⁵Corrección. Un programa es correcto si hace lo que debe hacer tal y como se estableció en las fases previas a su desarrollo. Para determinar si un programa hace lo que debe, es muy importante especificar claramente qué debe hacer el programa antes de desarrollarlo y, una vez acabado, compararlo con lo que realmente hace.

⁶Claridad. Es muy importante que el programa sea lo más claro y legible posible, para facilitar así su desarrollo y posterior mantenimiento. Al elaborar un programa se debe intentar que su estructura sea sencilla coherente, así como cuidar el estilo en la edición; de esta forma se ve facilitado el trabajo del programador, tanto en la fase de creación como en las fases posteriores de corrección de errores, ampliaciones, modificaciones, etc. Fases que pueden ser realizadas incluso por otro programador, con lo cual la claridad es aún más necesaria para que otros programadores puedan continuar el trabajo fácilmente.

⁷Eficiencia. Se trata de que el programa, además de realizar aquello para lo que fue creado (es decir, que sea correcto), lo haga gestionando de la mejor forma posible los recursos que utiliza. Normalmente, al hablar de eficiencia de un programa, se suele hacer referencia al tiempo que tarda en realizar la tarea para la que ha sido creado y a la cantidad de memoria que necesita, pero hay otros recursos que también pueden ser de consideración al obtener la eficiencia de un programa, dependiendo de su naturaleza (espacio en disco que utiliza, tráfico de red que genera, etc.).

Los modelos generalmente son usados como herramientas para planear, monitorear y gestionar las actividades relacionadas con los ecosistemas acuáticos. De acuerdo a [Henderson y Davies \(2000\)](#), los modelos pueden ser utilizados como:

- un indicador (señales de alerta), el cual puede ser utilizado para planear estrategias de muestreo
- herramienta descriptiva para entender los procesos naturales
- herramienta para el desarrollo y la regulación de las actividades desarrolladas en los ecosistemas acuáticos
- alternativa de bajo coste a los estudios de campo
- para diferenciar impactos antropogénicos y procesos naturales
- medio rápido para obtener predicciones de posibles impactos ambientales.

1.4. Modelos aplicados a la camaronicultura

Se han aplicado diferentes tipos de modelos en la camaronicultura con el propósito de simular su gestión e impacto ambiental. En general los principales temas de estudio son:

- la relación entre la ración diaria, la calidad y la ingesta de alimento con el crecimiento del camarón
- la calidad del agua dentro de los estanques y su relación con densidad de camarón sembrado, los sistemas de aeración y las frecuencias de recambio.
- el impacto en la calidad de agua de las aguas receptoras de las descargas de los estanques.

El alimento y la fertilización de los estanques son los tópicos que más interesan a los camaronicultores, ya que estos factores son los que controlan la relación costo-beneficio de las granjas. Los modelos de crecimiento buscan la relación óptima entre la ración diaria de alimento y frecuencia de alimentación.

Para *P. penicillatus* [Miao y Tu \(1993\)](#) estudiaron la relación entre: el tamaño del camarón, la temperatura (25 – 30 °C), las raciones diarias (5, 15 y 25 % del peso fresco), y tres frecuencias de alimentación diarias (1, 3 y 5 veces, durante 80 días). Los autores implementaron una metodología de superficies de respuesta (RSM), y concluyeron que dos ecuaciones polinómicas cuadráticas pueden.. describir el crecimiento diario durante los periodos de 1 a 40 días y 41 a 80 días. Además, los autores indican que para el periodo de 1 a 40 días el máximo de crecimiento se obtuvo a 22.58 % del peso húmedo con una frecuencia de tres raciones por día a 25 °C. Para 41-80 el máximo se obtuvo con 21.94 % de peso húmedo y 4 raciones por día a 30 °C.

Para *L. vannamei*, [Montoya et al. \(2002\)](#) examinaron los efectos de la adición de nitrógeno como alimento seco al sistema de cultivo, cómo es éste consumido y metabolizado, la excreción en forma de heces y amonio y la pérdida de alimento no consumido. Los autores modelaron el crecimiento somático del camarón como incorporación del nitrógeno en todo su cuerpo. Los autores usaron un modelo determinístico multivariado y mostraron que el crecimiento del camarón coincide con experimentos realizados en laboratorio. Con sus resultados concluyen que una dieta baja en proteínas (menor a 11 %) y bajas frecuencias de de alimentación (alrededor de 2 por día), la biomasa final fue sobrestimada en un 15 %.

[Franco et al. \(2006\)](#) simularon el crecimiento individual del camarón con un modelo de análisis de sensibilidad y sus resultados muestran que existen diferencias del 10 % al cambiar de tipo de alimento para los

Tabla 1.1: Formas funcionales de las curvas del crecimiento del camarón citadas de Yu et al. (2006b).

Lineal	$W_t = \alpha + (\beta + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i)T$
Polinomial	$W_t = \alpha + (\beta + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i + \mu T)T$
Log recíproca	$\ln W_t = \alpha + (\beta + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i)(\frac{1}{t})$
von Bertalanffy	$W_t = \alpha(1 - \exp(-(\beta + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i)(T - \mu)))^3$
Gompertz	$W_t = \alpha \exp(\beta \exp(-(\nu + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i)(T - \mu)))$
Logística	$W_t = \frac{\alpha}{1 - \exp(-(\beta + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i)(T - \mu))}$
Exponential	$W_t = \alpha \exp((\beta + \gamma_{BIO} + \phi_{FEED} + \eta W_{t-1} + \sum_{i=1}^7 \epsilon_i AM_i + \sum_{i=1}^7 \lambda_i PM_i)T)$
ANN	$ANN(BIO, FEED, W_{t-1}), AM_1, \dots, AM_7, PM_1, \dots, PM_7, T$

W_t : Promedio del peso del camarón (en gramos) al final de la semana t .

W_{t-1} : Promedio del peso del camarón (en gramos) al final de la semana $t - 1$.

T : Edad (en semanas) del camarón al final de la semana.

BIO : Biomasa (en 1×10^3 kg) al inicio de la semana.

$FEED$: Cantidad de alimento proporcionado en la semana (en 1×10^3 kg semana $^{-1}$).

AM_i : a.m. temperatura para el día i para la semana ($^{\circ}C$).

PM_i : p.m. temperatura al día i en la semana ($^{\circ}C$).

$\alpha, \beta, \gamma, \phi, \eta, \epsilon_i \lambda_i$ y ν son los parámetros a estimar.

juveniles. Por otra parte, los cambios de temperatura producen efectos de la misma magnitud en el peso final del camarón. Los autores sugieren que la simulación individual pudiera ser integrada dentro de un modelo de dinámica de población, con el objetivo de simular la biomasa y la densidad a lo largo de las etapas del ciclo del camarón.

Yu et al. (2006b) evaluaron el uso del redes neuronales artificiales (ANN) como una alternativa a las regresiones estadísticas para predecir el crecimiento del camarón comercial. Los autores comparan el ANN con diferentes regresiones polinomiales (Tabla 1.1). Sus resultados se encuentran alrededor del 5 % de tolerancia al compararse con los valores de calibración, además, informan el porcentaje de efectividad para simular el crecimiento del camarón con las diferentes ecuaciones es de: 20 %, polinomial 17 %, Log recíproca 4 %, von Bertalanffy 43 %, Gompertz 48 %, Logística 45 %, Exponencial 14 % y ANN 80 %.

Lorenzen et al. (1997) simularon el impacto de una granja semi-intensiva y su gestión del agua. Los autores también implementaron un modelo matemático para simular la dinámica del nitrógeno durante el ciclo de cultivo. El modelo toma en cuenta tres variables: amonio, nitrito más nitrato, y el fitoplancton en forma de clorofila a expresada en forma de nitrógeno. Los autores asumieron la entrada del nitrógeno como la única vía de alimentación, despreciando la entrada de nitrógeno natural al sistema, el cual ha sido estimada en un 5 % (Briggs y Funge-Smith, 1994). El modelo fue calibrado en dos granjas comerciales de *P. monodon* en Tailandia. Los autores informan el principal proceso que retira el amonio es la asimilación del fitoplancton y su subsecuente fijación por sedimentación o vía descarga fuera de la granja. Por otra parte, cuando las entradas de amonio excedieron la capacidad de asimilación de las algas (capacidad de carga), la nitrificación y la volatilización se volvieron significantes. Además los autores indican que los recambios de agua en los rangos de 0.1-0.2 días $^{-1}$ (práctica común en granjas intensivas en Asia) son efectivas para limitar la concentración de amonio y nitrato dentro de la granja, pero reducen la abundancia de fitoplancton y su sedimentación dentro de los estanques. No obstante las descargas contienen de nitrógeno particulado,

su principal composición es de nitrógeno disuelto.

Wolanski et al. (2000) estudiaron los procesos de las descargas de los efluentes en un estero con manglar en presencia de mareas para una granja intensiva con *P. monodon*. Los autores usaron un modelo de dos dimensiones con un momento promedio en la profundidad. Además, tomaron muestras de: nitrógeno y fósforo particulado y disuelto, carbono particulado, clorofila *a* y sedimentos suspendidos totales. Los autores concluyen que la dispersión de la marea reduce la concentración de los nutrientes particulado y disueltos estero abajo, y que el tiempo de residencia es de ~ 4 días en mareas vivas y 10-15 días en marea muerta.

Montoya et al. (2002) simularon la función de las bacterias heterotróficas nitrificantes en la dinámica del nitrógeno en los estanques de una granja intensiva con *L. vannamei*, y utilizaron diferentes tipos alimentos y estrategias de alimentación. Los autores concluyen que el modelo fue capaz de reproducir la dinámica del nitrógeno inorgánico. La simulación sugiere que, en términos de costo-beneficio, es más efectivo aumentar la frecuencia de alimentación, incluso con alimento bajo con proteínas, que suministrar alimento con un alto contenido proteico.

1.5. La camaronicultura

La camaronicultura se ha establecido principalmente en 40 países con el cultivo de 5 especies, que en orden de abundancia son: el camarón chino tigre (*Penaeus monodon*), que contribuye con el 52 %; el camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) con el 24 %; el camarón chino blanco (*Fenneropenaeus chinensis*) con el 20 %; el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) con el 3 %; y el camarón Kurama (*Marsupenaeus japonicus*) con el 1 % (Rosenberry, 1998). Para el periodo comprendido entre el 2006 y el 2008 la producción global de camarón de granja fue de $\sim 3.1 \times 10^7$ toneladas por año, con precios que rondan los US\$ 4000 por tonelada (Ponce-Palafox et al., 1997).

Se estima que entre $(1 - 1.5) \times 10^{10} \text{ m}^2$ de las zonas costeras del mundo han sido convertidas en granjas camaronícolas, principalmente en países como: China, Tailandia, India, Indonesia, Filipinas, Malasia, Ecuador, Honduras, Panamá, Nicaragua y México. En algunas localidades, el gran crecimiento de la industria acuícola provoca impactos tales como: la destrucción de zonas de manglar, disminución de la calidad de agua de los ecosistemas adyacentes y brotes de enfermedades que afectan al camarón. Estos factores han provocado caídas significativas en la producción camaronícola. En muchos países se han implementado regulaciones para controlar las operaciones de las granjas de camarón cultivado (Páez-Osuna, 2001a).

1.5.1. La camaronicultura en México

La camaronicultura en México presenta limitadas posibilidades de desarrollo, ya que puede entrar en conflicto con otros usuarios de las zonas costeras, *p. ej.* el turismo, las pesquerías locales, ganadería e incluso las propias comunidades. Otras razones que limitan su desarrollo son las condiciones de los ecosistemas acuáticos, ya que el desarrollo óptimo del camarón exige una adecuada calidad de agua, la cual puede ser afectada por la propia actividad. Finalmente, el cultivo del camarón puede producir un importante impacto ambiental en los ecosistemas donde se desarrolla la actividad.

En México, la camaronicultura comenzó a principios de los años 70, con un rendimiento anual de 200 toneladas, para el año de 2008 la producción alcanzó un valor de 130 000 toneladas con un valor de USD\$ 486 con lo que México pasó a ocupar el segundo lugar de los productores camarón cultivado en el hemisferio occidental (Páez-Osuna, 2001b). Sin embargo, la producción mexicana es relativamente baja, sólo alcanza el 15 % del total del camarón cultivado en el mundo. La camaronicultura en México, como en otros países, ha provocado preocupación sobre los posibles efectos relacionados con la instalación, operación y abandono de las granjas. La camaronicultura en México se ha desarrollado aparentemente sin ninguna planeación ni control (Ponce-Palafox et al., 1997).

1.5.2. Características de los sistemas de cultivo del camarón en el Golfo de California

En México existen un total de $52\,648 \times 10^4 \text{ m}^2$ dedicados al cultivo del camarón (SAGARPA, 2010), de las cuales el $\sim 97\%$ se localizan en las zonas costeras que rodean el Golfo de California. Los principales estados productores de camarón cultivado son: Baja California, $190 \times 10^4 \text{ m}^2$; Baja California Sur, $128 \times 10^4 \text{ m}^2$; Sonora, $9951 \times 10^4 \text{ m}^2$; Sinaloa, $37\,390 \times 10^4 \text{ m}^2$; y Nayarit, $3400 \times 10^4 \text{ m}^2$ (Figura 1.2).

Es en los estados de Sonora y Sinaloa donde se concentra la mayor producción camaronícola del país. El sistema de gestión más común es el semi-intensivo, con un 89 % de las granjas, mientras que el intensivo y extensivo comprende un 2 % y 9 % respectivamente. El tamaño de las granjas varía ampliamente entre el rango $(4 - 600) \times 10^4 \text{ m}^2$, con un promedio estimado de $150 \times 10^4 \text{ m}^2$. El tamaño de los estanques también

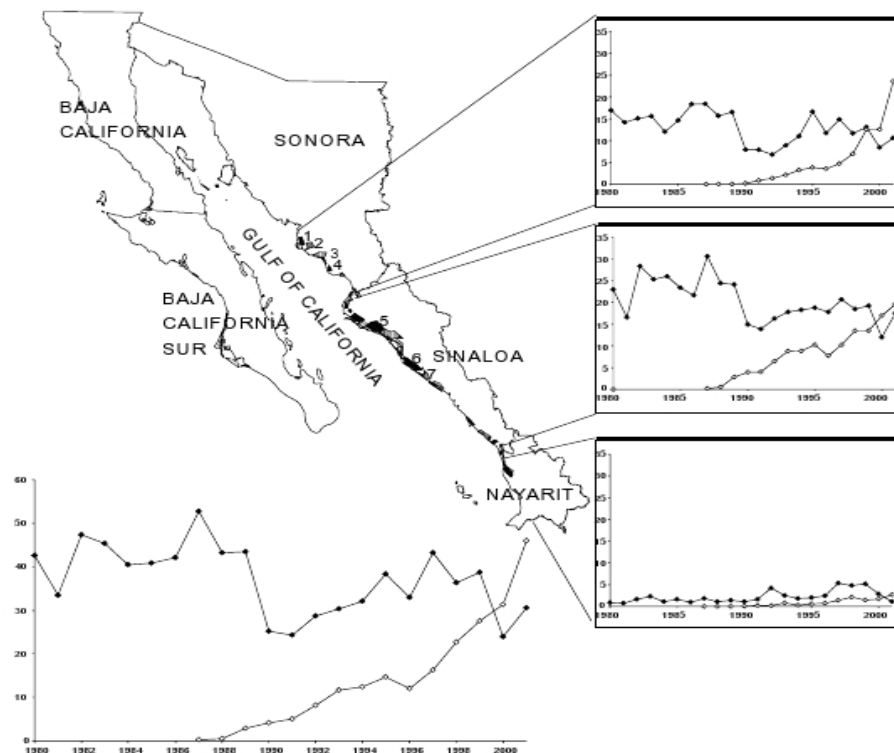


Figura 1.2: La ecorregion del Golfo de California. Las zonas sombreadas indican las zonas con mayor densidad de granjas. En las gráficas se indican las tendencias de captura de camarón silvestre (círculos sólidos) y del camarón cultivado (círculos huecos) en 1×10^3 t (Páez-Osuna et al., 2003).

es variable entre $(< 2 - 40) \times 10^4 \text{ m}^2$, aunque el rango predominante es de $(2 - 15) \times 10^4 \text{ m}^2$. En lo que respecta a la densidad promedio de siembra para los estanques de tipo intensivo es de $58 \text{ postlarvas m}^{-2}$ (PL m^{-2}), 3 PL m^{-2} para los de tipo semi-intensivo, y de 7 PL m^{-2} para los extensivos. Las especies producidas son el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) con un 39% de las granjas, el camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) con el 37% y las granjas que cultivan las dos especies al mismo tiempo con el 24%.

En su gran mayoría las granja operan con dos ciclos por año. Sin embargo, existe una cierta tendencia a reducir el número de ciclos por año debido al decremento de las cosechas durante los meses fríos. La duración de los ciclos es variable y fluctúa entre los 110 y 150 días dependido de la estación climática, demanda del mercado, y la presencia de enfermedades (Páez-Osuna et al., 2003). Detalles sobre la gestión y las características de las granjas en México en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2: Características de los diferentes tipos de estanques de cultivo de camarón en el noreste de México, modificado de Páez-Osuna et al. (2003).

Características	Nivel de intensidad		
	Extensivo	Semi-intensivo	Intensivo
Tamaño ($1 \times 10^4 \text{ m}^2$)	5-100	2-25	1-4
Forma de los estanques	Irregular	Semi-rectangular	Rectangular
Construcción	Tierra/suelos	Tierra/suelos	Tierra o liner [†]
Profundidad (m)	0.4-1.0	0.7-1.5	1.0-2.0

Continúa en la siguiente página

Tabla 1.2 – Continúa de la página anterior

Características	Extensivo	Semi-intensivo	Intensivo
Intercambio de agua	Natural	Bombeo y gravedad	Bombeo y gravedad
Aereación	Natural	Natural y recambio de agua	Aeradores y recambio de agua y natural
Origen de la semilla	Silvestre	Silvestre y de criadero	De criadero
Siembra (PL m ⁻²) ^{††}	2-10	5-25	25-60
Alimento	Natural (Ocasionalmente suplementario)	Natural + suplementario	Natural + suplementario
Producción (t hm ⁻² /ciclo)	<1	0.7-2.1	2.5-6
Coefficiente de alimentación ^{†††}	No evaluada	0.7-2.0	1.3 -1.8
Fertilización	Nula o muy limitada	Urea + superfosfato tri-ple	Urea + Superfosfato tri-ple
Manejo y atención	Mínima	Continuo	Continuo
Labor (1x10 ⁴ m ² /persona)	6-10	2-7	2-7

† Generalmente polietileno

†† Numero de postlarvas por m²

††† Alimento añadido/peso húmedo del camarón cosechado

1.5.3. Impacto ambiental de la camaronicultura

Aunque la camaronicultura comporta beneficios económicos a las zonas en las que se desarrolla (Primavera, 1997), diversos autores han descrito los impactos ambientales que genera esta actividad (*p. ej.* Trott y Alongi (2000), Alongi et al. (2000), Jackson et al. (2003), Anh et al. (2010b), Jones et al. (2001), Flaherty y Karnjanakesorn (1995), Páez-Osuna et al. (2003). Los impactos se agrupan según la etapa de operación de la granja: 1) durante el asentamiento, 2) durante la operación y 3) cuando las granjas son abandonadas. En la Tabla 1.3 se resumen las causas, efectos y posibles mitigaciones del impacto ambiental relacionado con el cultivo de camarón.

1.5.4. Calidad de agua en los ecosistemas receptores de las descargas de granjas camaronícolas

A pesar de su importancia, poco se conoce sobre la calidad de agua en las áreas costeras del estado de Sinaloa y Sonora. Sin embargo los autores coinciden en que los problemas más importantes que enfrentan estos estados son los impactos provocados por los pesticidas y la carga de nutrientes.

El origen de los pesticidas se debe principalmente al uso de agroquímicos. Sus niveles de concentración y su persistencia podrían poner en peligro los ecosistemas, incluida la pesca sostenible y el potencial desarrollo de la acuicultura (Carvalho y Phan, 1997).

En lo que respecta a la carga de nutrientes, la agricultura, la camaronicultura y los desechos municipales, son las principales fuentes de nutrientes terrestres en la región. Páez-Osuna et al. (1999) determinan que la agricultura tiene una descarga anual estimada de 26 119 t de fósforo (P) y 49 356 t de nitrógeno (N), derivados principalmente de las tierras de cultivo de Sonora y Sinaloa. Además Páez-Osuna et al. (1998) estiman que para las costas mexicanas que la carga anual que procede de las aguas municipales es del orden de 5475 t

Tabla 1.3: *Causas, efectos y acciones de mitigación del impacto ambiental relacionadas con la camaronicultura, modificado de Páez-Osuna et al. (2003).*

Causa	Efecto	Acción Mitigadora
Durante la construcción de los estanques		
Destrucción de manglares y marismas	Perdida de hábitats y reducción de la diversidad de las zonas afectadas	Asentar en zonas adecuadas, incluir zonas de amortiguamiento y mantener un balance aceptable de los manglares y el área de estanquerías
Conversión de tierras agrícolas	Producción de suelo salino y alteración del patrón de drenaje	Justificar socioeconómica y considerar el patrón de drenaje.
Conversión de salitrales	Alteración del patrón de drenaje	Considerar el papel ecológico de estos sistemas y el patrón de drenaje de la región
Durante la operación de los estanques		
Captura de postlarva	Reducción en la postlarva silvestre y de la biodiversidad	Utilizar postlarva de laboratorio; regular áreas específicas y capturas
Descarga de los efluentes camarónicos	Deterioro de la calidad del agua en las aguas, eutrofización y mareas rojas	Policultivos; eliminar o reducir de la tasa de recambio; mejorar en el suministro y composición del alimento
Descarga de sustancias químicas	Desarrollo de resistencia entre los organismos patógenos y efectos desconocidos sobre otros organismos	Usar sustancias químicas seguras; regular de los antibacterianos y prevenir las descargas con niveles tóxicos en los cuerpos de agua adyacentes
Excesivo uso de agua	Competencia con otros usuarios del agua	Reducir o eliminar la tasa de recambio de agua
Granjas camarónicas abandonadas		
Efectos abandonados	Competencia con otros usuarios por espacio	Utilizar halófitas o reforestar mangle

de N y 1900 t de P. En este mismo contexto, se suma la camaronicultura, cuyas descargas van directamente a los esteros y a las lagunas costeras. El enriquecimiento por nutrientes contribuye a la degradación de los ecosistemas costeros.

El suministro de agua a las granjas de camarón de la región se efectúa de dos formas: (a) por medio de una estructura conectada a mar abierto sobre el litoral; o bien (b) a través de pequeños canales naturales o esteros que conectan a las granjas con las lagunas costeras, como frecuentemente ocurre en Sinaloa. El agua de los estanques es continuamente intercambiada (3-20 %) y drenada a través de compuertas hacia a los cuerpos de agua receptores (Páez-Osuna et al., 1997). Sin embargo el mayor impacto de las descargas de las granjas se presenta durante el periodo de cosecha, ya que en esta etapa del ciclo se vacían en algunos días todos los estanques, lo que representa una gran descarga de nutrientes a los ecosistemas receptores en un corto periodo de tiempo.

Para un escenario de $\sim 2050 \times 10^4 \text{ m}^2$ de estanques en 1998, Páez-Osuna et al. (1999) estimaron una carga de 834 t P año⁻¹ y 2900 t N año⁻¹. Si se considera un escenario de $51\,059 \times 10^4 \text{ m}^2$ para la región completa alrededor del Golfo de California y tomando en cuenta los mismos supuestos considerados el modelo de granja

semi-intensiva, se estima un aporte de las granjas camaronícolas del orden de $1600 \text{ t P año}^{-1}$ y $5700 \text{ t N año}^{-1}$ (Páez-Osuna, 2001b). Estas son cantidades comparables a las cargas municipales, pero significativamente menores a las asociadas a la descarga agrícola. Páez-Osuna (2001b) estima los aportes de nutrientes que proceden de las granjas camaronícolas para los diferentes tipos de granjas (Tabla 1.4).

Tabla 1.4: Aportes de nutrientes (kg hm^{-2}) provenientes de las granjas camaronícolas por ciclo de cultivo para el estado de Sinaloa, fuente Páez-Osuna (2001b).

Tipo de gestión	Nitrógeno	Fósforo
Extensivo	15.0	12.9
Semi-intensivo [†]	45.0	12.9
Intensivo	65.7	24.9

[†]El más común en la región de estudio

Los efectos adversos que provocan las descargas de nutrientes provenientes de las granjas de cultivo de camarón sobre los cuerpos de agua receptores dependen en general de los siguientes factores (Páez-Osuna, 2001a):

- 1) De la magnitud de la descarga, es decir del flujo de material que se descarga a los ecosistemas receptores.
- 2) De la composición química de los efluentes (*e.g.*, sólidos suspendidos, nutrientes, materia orgánica). Si bien la composición de los efluentes de las granjas pudieran ser relativamente similares, en algunos casos se pueden presentar compuestos de alto riesgo, como es el caso de los antibióticos utilizados recientemente en las granjas.
- 3) Las características de las aguas receptoras, (*e.g.*, tasa de dilución, tiempo de residencia y calidad de agua). Uno de los factores que más influyen en los impactos ambientales son las características de las aguas receptoras, debido a que presentan diferentes capacidades de asimilación, dependiendo por ejemplo, si han recibido previamente aporte de nutrientes o su tasa de renovación.

Los efluentes y el agua de los estanques camaronícolas se caracterizan por poseer concentraciones relativamente moderadas de sólidos suspendidos, nutrientes y materia orgánica. En la tabla 1.5 se muestra un resumen de las concentraciones de los efluentes con respecto a la gestión. En lo que respecta a los efectos que provocan las descargas de los efluentes camaronícolas sobre la calidad de agua de los ecosistemas acuáticos receptores, entre los mejor documentados se encuentran:

- 1) Disminución del oxígeno disuelto de las aguas receptoras. Cuanto mayor es la magnitud de la descarga y más concentrada la materia orgánica, mayor es el efecto de disminución de oxígeno; si esto se combina con aguas de poca circulación en el periodo de mareas muertas, puede provocar hipoxias incluso anoxias, lo que puede producir mortandades de peces.
- 2) Eutrofización. Los efluentes camaronícolas provocan primero un enriquecimiento o hipernutricación de las lagunas receptoras. Este enriquecimiento se puede traducir en una mayor tasa de producción primaria, llegando incluso a romper el equilibrio fotosíntesis/respiración. Al ocurrir estos cambios tan bruscos se presenta la proliferación de especies oportunistas, con una posible modificación del ecosistema, que pudiera llegar a ser irreversible.

- 3) El aumento de la ocurrencia de “mareas rojas” o florecimientos algales. Una elevada carga de nutrientes y materia orgánica en la columna de agua, puede provocar un aumento excesivo de microalgas que consumen el oxígeno disuelto y algunas producen elevadas concentraciones de toxinas que causan la muerte de organismos.
- 4) Reducción de la penetración de luz y por ende de la tasa de reproducción primaria. Un aumento de los sólidos totales suspendidos puede reducir significativamente la cantidad de luz que llega a las capas inferiores de la superficie. Si además esto viene acompañado de un “bloom” o florecimiento algal, la reducción de la luz puede afectar a las especies que realizan fotosíntesis. Si además se presentan por periodos prolongados puede provocar mortandad de plantas sensibles a la cantidad de luz.
- 5) Hipersalinidad de las aguas. La salinidad dentro de los estanques es más alta que en aguas adyacentes debido a que los estanques cuentan con una mayor superficie expuesta a la evaporación. Las descargas de aguas hipersalinas afectan a especies sensibles a los cambios bruscos en la salinidad. Además, las aguas de los estanques son más densas que las aguas receptoras y al ser descargadas se van directamente al fondo, lo que puede impactar directamente a los ecosistemas bentónicos.
- 6) Descarga de antibióticos. Los antibióticos utilizados en las granjas camaronícolas pueden ser también descargados a los ecosistemas acuáticos próximos. Los efectos que puedan tener dichos antibióticos en los ecosistemas son difíciles de evaluar, pero los impactos a medio y largo plazo pudieran ser dañinos ya que podrían generar la aparición de organismos patógenos resistentes y provocar cambios en la microbiota, que a largo plazo pudiera significar cambios en todo el ecosistema acuático (Holmström et al., 2003).

Tabla 1.5: Calidad del agua proveniente los sistemas de cultivo de camarón. Para su comparación se adjuntan valores en aguas estuarinas de manglares prístinos, tomado de *Paéz-Osuna (2001)*.

Variable	Estanque semi-intensivo ¹	Estanque intensivo ²	Estanque intensivo ³	Estanque Intensivo ⁴	Aguas de manglar ⁵
N-NO ₂ ⁻	<0.01	0.01-0.08	—	<0.01-0.010	—
N-NH ₃	0.1-0.53	0.07-0.15	0.003-0.1	< 0.04-0.3	0.0-0.17
N-Total	—	3.55 -20.9	—	0.57-5.14	—
P-PO ₄ ³	<0.1-0.5	—	0.02-0.13	<0.1-0.09	0.0-0.16
DBO	0.15-7.4	10.0-33.9	—	2.1-13.2	—
STS	16-98	92-797	119-225	43-258	67-3312
Chl a	3.8-58	70-460	20-250	<10-313	0.2-5.1

¹México: Páez-Osuna et al. (1994)

²Asia: Tunvilai et al. (1993)

³Asia: Robertson y Phillips (1995)

⁴ Tailandia: Briggs y Funge-Smith (1994)

⁵Asia: Beveridge et al. (1997)

A nivel internacional, los principales estudios de la camaronicultura se enfocan en la calidad del agua de los estanques, ya que, de ésta depende principalmente el desarrollo del camarón, (p. ej. Boyd y Daniels (1994), Briggs y Funge-Smith (1994), Páez-Osuna et al. (1997)), incluyendo algunos estudios sobre el desarrollo de microalgas nocivas para este cultivo (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003). En lo que respecta al impacto de los efluentes en los ecosistemas receptores, Trott y Alongi (2000) estudiaron durante 3 años la calidad de agua

del estero receptor de una granja de camarón en Queensland, Australia. Los autores concluyen que los valores de clorofila *a*, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno, pH y la salinidad, son significativamente más altas en el zona de descarga que en el estuario no impactado, los sólidos totales suspendidos y los nutrientes disueltos no se incrementan por las descargas, y que las concentraciones se recuperan a un 1 km estero abajo de la descarga. Los valores se recuperan a algunos meses después de la descarga, debido a las acción de las mareas y la presencia de manglares en la zona.

Por otra parte, McKinnon et al. (2002) informan que las descargas de una granja camaronícola (North Queensland, Australia) no elevan las concentraciones de los nutrientes disueltos. Sin embargo, para los nutrientes particulados, la materia orgánica suspendida y la clorofila, incrementan significativamente su concentración en la zona de descarga de los efluentes. Las concentraciones de la materia orgánica suspendida y la clorofila, se recuperan en las zonas estero abajo debido a la acción combinada de los efectos biológicos y de las mareas. El fitoplancton y las bacterias modifican la concentración de los nutrientes nutrientes disueltos de las descargas en otras formas biodisponibles.

Biao et al. (2004) estudiaron también el impacto de los efluentes de una granja camaronícola en un cuerpo de agua de la provincia de Jiangsu, China. Los autores observan que las concentraciones promedio de clorofila *a*, nitrógeno inorgánico, fósforo inorgánico, demanda química de oxígeno y carbono inorgánico total son significativamente más altas en el estero receptor que en la zona de referencia. Caso contrario ocurre para pH, temperatura y demanda de oxígeno. Además, informan que, el nitrógeno inorgánico y la demanda química de oxígeno son los que más impactan en la zona de estudio.

Costanzo et al. (2004) estudiaron los impactos de una granja en la costa noroeste de Australia, en tres etapas diferentes: 1) con los estanque vacíos, 2) llenos y 3) al comienzo de la cosecha. Los autores observan que los parámetros fisicoquímicos que se incrementan significativamente cuando la granja está activa son *NH4* y clorofila *a*. La señal isotópica de la granja ($\delta^{15}\text{N}$) en los manglares y microalgas sugieren que existe una influencia de la granja en las regiones más alejadas de la descarga.

Trott et al. (2004) realizaron un estudio para determinar el destino de los nutrientes de los estanques de camarón en Queensland, Australia, observan que la entrada carbono anual de la granja supera su fijación metabólica en la columna de agua y de los sedimentos, lo que indica alta sedimentación y el entierro del exceso de material orgánico en la parte alta del estero. El nitrógeno natural del estero es menor al descargado por la granja, aunque estas descargas no cambiaron el estado trófico del sistema; los autores lo atribuyen a un efecto combinado de la dispersión debida a las mareas y a la transformación biológica de los nutrientes por los microorganismos pelágicos y el subsecuente pastoreo del zooplancton y los peces.

En lo que se refiere a estudios realizados para evaluar el impacto de la Granja camaronícola “Don Jorge” (Granja Camaronícola) en el Estero de Urías, Quiñonez-Gallardo (2008) realizó una evaluación de la calidad de agua del estero, isotopía estable del C y N ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) y organismos indicadores. La autora observa que el nitrógeno orgánico particulado se incrementa en las última etapa de la Granja Camaronícola y que su máximo se alcanza durante la cosecha en el Estero receptor de los efluentes de la granja (Estero Receptor) y disminuyen estero abajo. El manglar extrae el material orgánico y los nutrientes, almacenándolos en la biota y en los sedimentos.

En un estudio previo se encontró que durante los días posteriores a la cosecha, las descargas de la Granja Camaronícola aumentan significativamente la concentración de materia orgánica y clorofila *a* en las zonas adyacentes a la descarga. Además, que el Estero Receptor recupera los valores de calidad del agua registrados antes de la cosecha, aproximadamente 10 días después de terminada la cosecha (Cardoso-Mohedano, 2004).

1.6. Área de estudio: el Estero de Urías

El Estero de Urías es un estuario localizado en las cercanías de la ciudad de Mazatlán, en el estado de Sinaloa, en las costas del Sureste del Golfo de California (Figura 1.3), dispuesto entre las coordenadas 23°10'36", 23°23'00" de latitud norte y 106°20'00", 106°25'35", cuenta con una extensión aproximada de 17 km² (Lankford, 1977).

El clima del área es tropical y subtropical, del tipo húmedo cálido, con una temperatura promedio mensual de 25 °C, con una máxima de 28 °C y una mínima de 20 °C, presenta en la región una marcada temporada de estiaje que abarca los meses de febrero a junio. La precipitación fluvial anual se estima aproximadamente en 9.6×10^{-1} m, que se presenta fundamentalmente (76 %) de julio a septiembre. (Villalba, 1989).

El agua del Estero de Urías mantiene una estrecha relación con la temperatura ambiente, y alcanza sus valores mínimos y de 22-23 °C durante los meses de noviembre a febrero y un rango máximo de 30-32 °C, en los meses de julio a septiembre. El gradiente térmico longitudinal calculado para el Estero de Urías es del orden de 1.5-3 °C, por cada 10 km, y aumenta de la boca a la cabeza del sistema.

La variación de la salinidad en el Estero de Urías depende de la evaporación y de la precipitación pluvial. El sistema no tiene ningún aporte continuo de agua dulce, que se presenta por medio de arroyos durante las épocas de lluvias. Los arroyos se presentan principalmente en la cabeza lagunar, donde se observa la mayor variación salinidad (Villalba, 1989). La evaporación producida por la radiación solar sobre las aguas provoca la pérdida de agua en los meses de estiaje, que aunado a la menor renovación de las aguas en la cabeza lagunar, resulta en una mayor salinidad en esta zona (comportamiento denominado como antiestuarino). En años de precipitaciones normales, la salinidad en la boca del sistema fluctúa entre 31 PSU en agosto hasta 37 PSU⁸ en junio, presentándose en promedio salinidades de 34.8 PSU. De la boca a la cabeza presenta un gradiente longitudinal de salinidad positivo del orden de 1 – 3 PSU cada 10 km, durante los meses de estiaje y se invierte en 3 – 6 PSU cada 10 km en los meses de alta escorrentía.

El tipo de marea observado en el Puerto Mazatlán es mixta semidiurna con predominancia semidiurna; la amplitud máxima de marea es de 1.16 m, con un promedio de 0.9 m, aproximadamente. La pleamar máxima alcanza los 1.13 m por encima del nivel medio del mar y la bajamar mínima 1.25 m. La circulación está dominada por las corrientes de marea. Montañó-Ley et al. (2000) observan que la velocidad máxima de corriente es de 0.6 m s^{-1} , la cual se presenta en la zona central del canal de navegación. Los vientos dominantes corresponden principalmente a los NO y sólo en los meses de junio a septiembre cambian a SO.

1.6.1. Actividad antropogénica

El Puerto de Mazatlán tiene una economía basada en el turismo, la pesca, el procesamiento de productos pesqueros y en menor proporción en la industria naval. Cuenta con una población cercana a los 438,434 habitantes, la cual puede incrementarse durante las épocas de mayor afluencia de turismo en un 50 % INEGI (2013).

El Estero de Urías posee una superficie aproximada de 18 km²; dentro de los primeros tres kilómetros adyacentes a la boca se localiza la zona portuaria; entre los 3 y 7 los kilómetros siguientes, se encuentra el sitio al que llegan las principales descargas urbanas, industriales y las aguas de enfriamiento de la termoeléctrica (Figura 1.3); en los últimos 2 kilómetros restantes de la cabeza lagunar se hallan rodeados por bosques de manglar (Páez-Osuna y Osuna-López, 1990). Además de las descargas anteriores, la presencia de

⁸Unidades prácticas de salinidad por sus siglas en ingles.

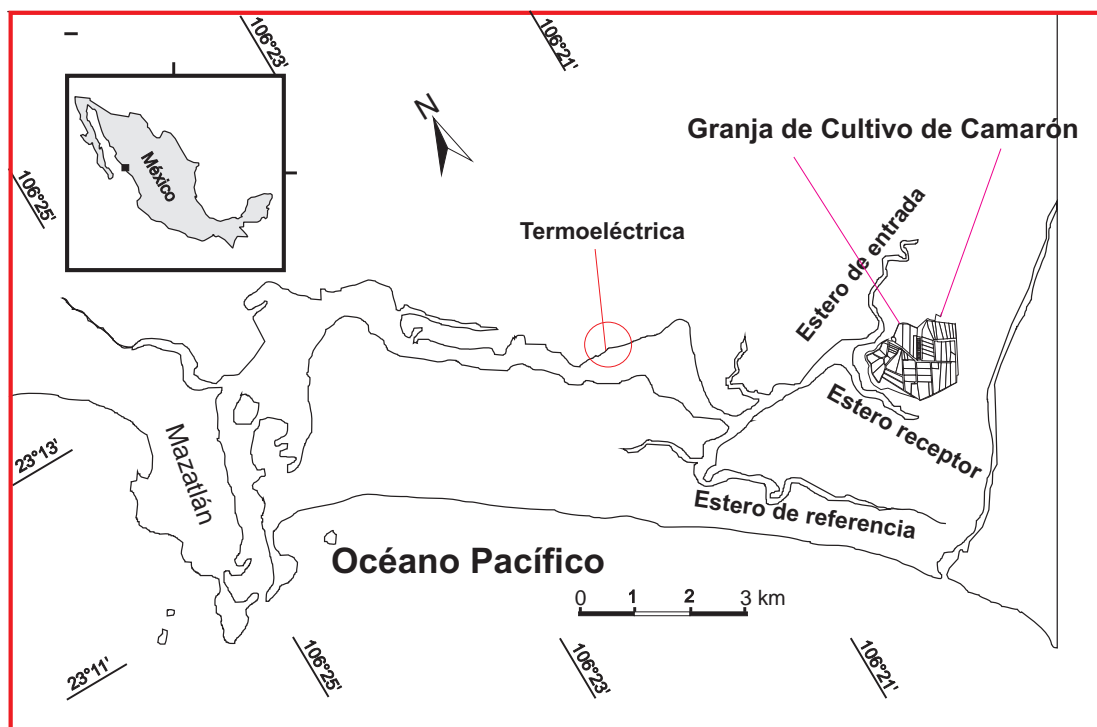


Figura 1.3: *Complejo lagunar Estero de Urías*

embarcaciones pequeñas y de gran calado que incluyen a las flotas camaroneras, atunera, petrolera, mercante y turística, constituyen otra posible fuente de contaminantes (Osuna-López et al., 1986). En el caso de la bahía de Mazatlán, esta recibe en su porción sur el aporte de materiales urbanos provenientes de una planta primaria tratadora de aguas y los escurrimientos de diversos drenes de aguas de desechos cuyo origen esta relacionado principalmente con las descargas municipales.

1.6.2. Zonación del complejo lagunar Estero de Urías

Por sus características topográficas, el Estero de Urías puede ser dividido en tres principales zonas (Figura 1.4):

- **Zona del Puerto de Mazatlán (Zona del Puerto):** área cercana la frontera lateral abierta y en promedio la más profunda de todas
- **Zona Intermedia del Estero de Urías (Zona Intermedia):** área que comienza con el cambio dirección del eje principal del Estero de Urías y termina antes de la zona de los canales, es promedio la más somera y al mismo tiempo la más ancha
- **Cabeza Lagunar del Estero de Urías (Cabeza Lagunar):** área alta del Estero de Urías, la cual contiene a los canales secundarios:
 - Estero no impactado directamente por la granja (Estero de Referencia): canal sin posible afecta-

ción de la Granja Camaronícola

- Estero tributario de agua para la granja (Estero Tributario): canal del cual toma el agua la Granja Camaronícola para sus estanques
- Estero Receptor: canal que recibe las descargas de la Granja Camaronícola

1.7. Datos básicos de la granja

La Granja Camaronícola es una granja semi-intensiva cuenta con 57 estanques con una superficie por estanque de $5 - 8 \times 10^4 \text{ m}^2$ (Figura 1.5), con un total de $250 \times 10^4 \text{ m}^2$ dedicadas al cultivo del camarón con dos ciclos de cultivo por año. Llevio a la siembra se realiza un tratamiento de cal en los estanque secos ($1.5 \times 10^{-2} \text{ kg m}^{-2}$), como medida de control biológico y para regular el pH del agua destinada al cultivo. Además se adicionan $2.32 \times 10^{-5} \text{ kg m}^{-2}$ de un producto comercial, para eliminar bacterias dirigido principalmente para evitar el crecimiento de bacterias tipo vibrio, con la siguiente composición: N-alkil-dimetil-bencil amonio-cloruro; 40 % y Urea quelatada; 60. En la Tabla 1.6 se muestra más información de la Granja Camaronícola.

El alimento proporcionado para el cultivo de camarón contiene 40 % de proteína desde la siembra hasta que el camarón alcanza los 4 g de peso húmedo, después adicionan cantidades variables de alimento, siempre con un 25 % de proteína: $1 \text{ kg } 1 \times 10^{-4} \text{ m}^2$ para un peso menor de 2 g y $2.0 \times 10^{-3} \text{ kg m}^2$ para pesos mayores

El granjero afirma que los recambios aumentan conforme aumenta el ciclo de cultivo llegando al 10 % del volumen de los estanques y los realiza cuando hay mareas muertas. Para el ciclo de cultivo en el cual se realizó este trabajo la cosecha se inició a los 130 días de terminada la cosecha anterior y se obtuvo una producción de 352 toneladas de peso húmedo de camarón con un tamaño promedio de 25 g, con una adición total alimento de 628 t, . En Figura 1.6 se muestra el desarrollo del camarón con respecto a los días de cosecha.

Tabla 1.6: Datos de la granja “Don Jorge” para el ciclo en que se realizó el presente trabajo.

Características de la Granja Camaronícola	Datos
Tamaño de la granja	2.50 1×10^6 m ²
Número de estanques	57
Forma de los estanque	Semi-rectangular
Superficie por estanque	5-8 1×10^4 m ²
Construcción	Tierra/suelos
Profundidad	1-1.5 m
Intercambio de agua	Bombeo y gravedad
Ciclos por año	2
Origen de la semilla	Criadero
Alimento	Natural + suplementario
Fertilizante	<i>Nutrilake</i>
Tasa de recambio	~10 %
Densidad de siembra	20 PL m ⁻²
En calado	150 kg 1×10^4 m ²
Fungicida	0.232 kg 1×10^4 m ²
Alimento proporcionado	620 t
Cosecha obtenida	352 t de peso húmedo

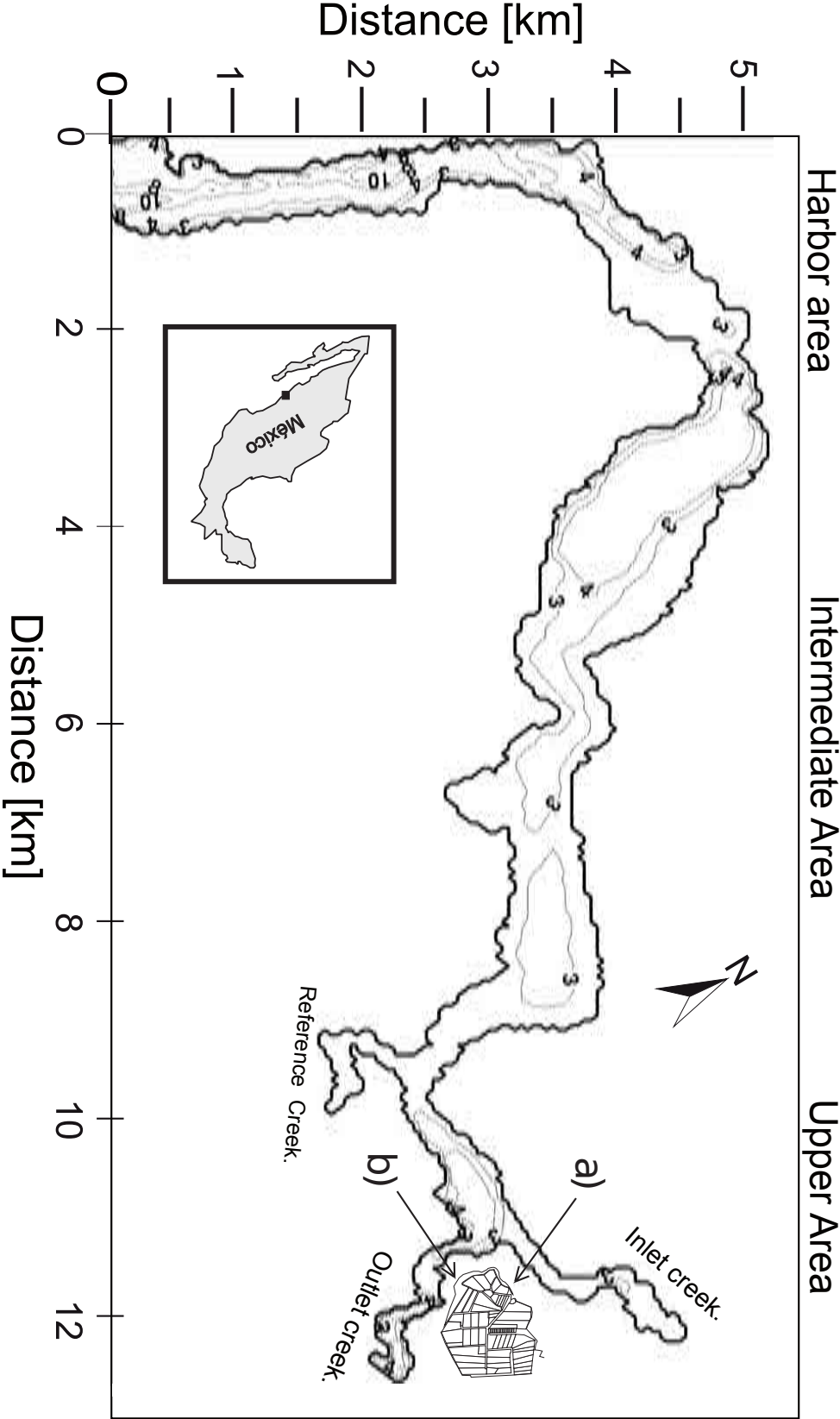


Figura 1.4: Zonas utilizadas en el presente trabajo para describir al Estero de Urías: Zona del Puerto (Harbor Area), Zona Intermedia (intermediate Area), Cabeza Lagunar (Upper Area); Estero de Referencia (Reference Creek), Estero Tributario (Inlet Creek), Estero Receptor (Outlet creek).

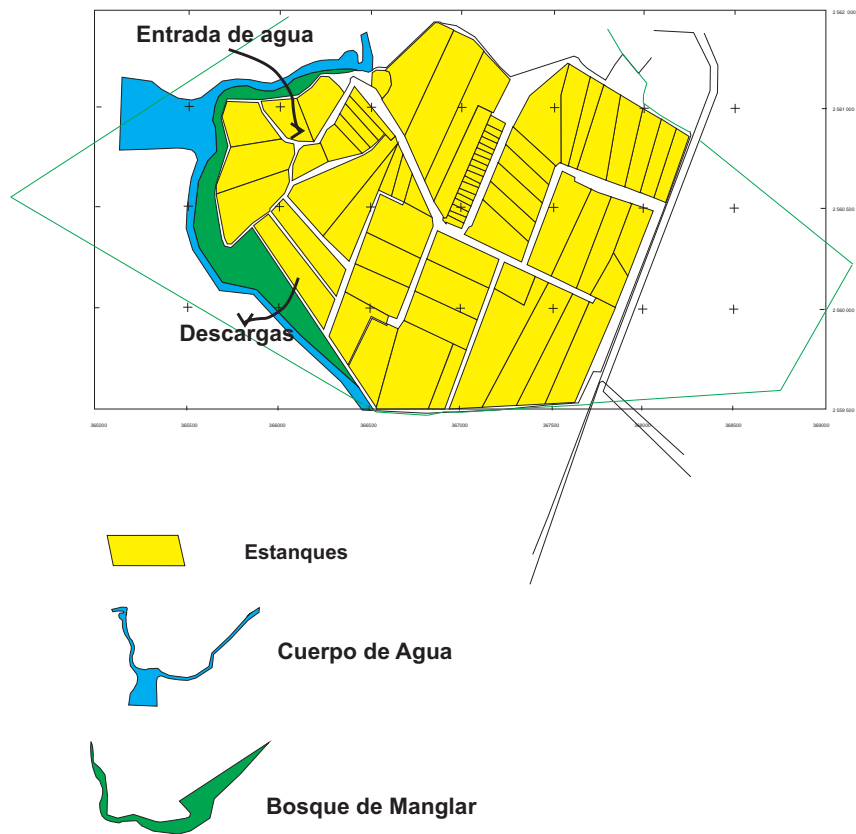


Figura 1.5: Esquema de la granja camaronícola "Don Jorge"

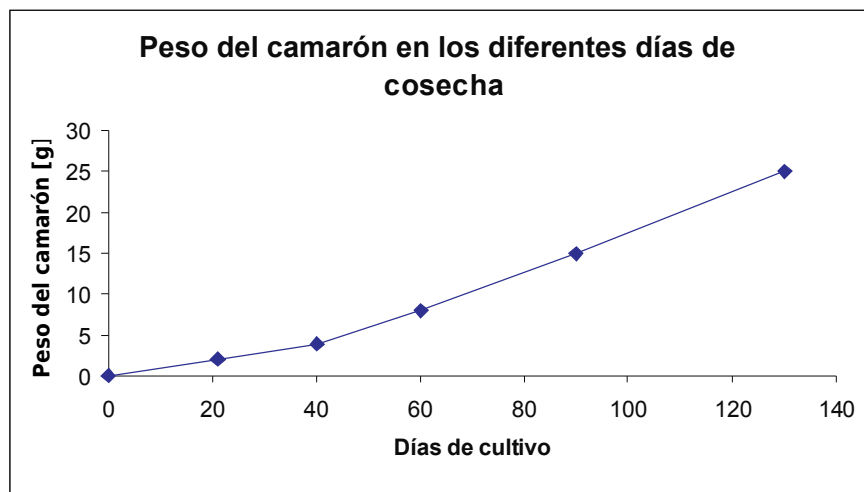


Figura 1.6: Crecimiento del camarón en un ciclo de cultivo durante el año 2002.

Capítulo 2

Modelo físico

2.1. Metodología

En el presente trabajo se utilizó la versión en paralelo del POM, denominado como el *Stony Brook Parallel Ocean Model* (sbPOM), escrita en FORTRAN 90 en la Universidad de Stony Brook. La programación en paralelo permite dividir el dominio en pequeñas zonas de cálculo, a las que se le asigna un procesador, lo que permite hacer simulaciones a una velocidad de cálculo extremadamente alta, ya que, en lugar de necesitar de solo un potente procesador, es posible utilizar varios al mismo tiempo. Las librerías que permiten el acoplamiento del cálculo en paralelo son las MPICH2, una biblioteca de programas de libre disposición portátil de MPI (*Mensaje Passing Interface*, Interfase de Paso de Mensajes). La MPI es un estándar que define la sintaxis y la semántica de las funciones contenidas en una biblioteca de paso de mensajes y se usa para ejecutar programas que dividen procesos en múltiples procesadores (MPICH2, 2012).

2.1.1. El Princeton Ocean Model (POM)

Las ecuaciones que describen la circulación en un estuario son una versión modificada de las ecuaciones de Navier-Stokes. Además, para su correcta simulación deben tomar en cuenta las propiedades termodinámicas del cuerpo de agua. Para los cambios de salinidad se utiliza una ecuación de estado altamente no lineal, lo que complica enormemente la solución analítica de las ecuaciones diferenciales (Haidvogel y Beckmann, 1999). Por consiguiente para la resolución de dichas ecuaciones requiere de varias simplificaciones en las variables y el uso de diferentes soluciones numéricas, como las diferencias finitas, elementos finitos, volúmenes finitos, etc. A continuación se describen las ecuaciones hidrodinámicas que son resueltas por el POM.

2.1.2. Ecuación de continuidad

La ecuación de continuidad se impone a través de la ley la conservación de la masa y establece que, cualquier cambio en la densidad un fluido se tiene que compensar con un cambio de volumen del mismo. La ecuación de continuidad es:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (2.1)$$

2.1.3. Ecuación de cantidad de movimiento (momento)

Esta ecuación es una consecuencia de la aplicación a los fluidos de la segunda ley de Newton, que establece que la suma de las fuerzas externas que actúan sobre el volumen de agua tiene que ser iguales al producto de la masa por la aceleración. Para el cálculo del momento se tiene que tomar en cuenta todas las fuerzas, incluidas: la causada por la aceleración de gravedad, la de Coriolis y las de rozamiento. La cantidad de movimiento puede ser descrita en términos de sus tres componentes como:

Componente en x

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} + W \frac{\partial U}{\partial z} - fV = \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial U}{\partial z} \right) + F_x \quad (2.2)$$

Componente en y

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + W \frac{\partial V}{\partial z} - fU = \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial V}{\partial z} \right) + F_y \quad (2.3)$$

Componente en z

$$\rho \cdot g = - \frac{\partial P}{\partial z} \quad (2.4)$$

2.1.4. Conservación de la temperatura potencial

Para el balance de temperatura se debe tomar en cuenta las leyes de la termodinámica. La ley cero establece que el calor tiene que fluir del cuerpo de temperatura más alta al de menor temperatura. Por lo tanto la transferencia de calor está definida por la temperatura y los parámetros físicos que determinan las propiedades constitutivas del cuerpo. La primera ley establece que existe un balance entre la energía interna ganada por el volumen de agua y el calor neto recibido. Por otra parte, se considera que los ecosistemas costeros no contienen fuentes internas de calor, es decir todo el calor proviene de las fronteras del sistema.

La diferencial de la conservación de la temperatura potencial es:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + U \frac{\partial \theta}{\partial x} + V \frac{\partial \theta}{\partial y} + W \frac{\partial \theta}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_w \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) + F_\theta \quad (2.5)$$

2.1.5. Conservación de la salinidad

La salinidad es otro parámetro físico que influye los procesos bióticos y abióticos de los sistemas estuarinos, y junto con la temperatura determina la densidad, la cual puede presentar variación horizontal y verticalmente. La ecuación para la conservación de la salinidad es:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + U \frac{\partial S}{\partial x} + V \frac{\partial S}{\partial y} + W \frac{\partial S}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_w \frac{\partial S}{\partial z} \right) + F_S \quad (2.6)$$

2.1.6. Ecuación de estado

Para los ecosistemas acuáticos, la ecuación de estado es una función compleja de la temperatura, salinidad y presión del medio, la cual se resuelve con una expresión polinomial. Es posible usar una dependencia lineal simple de la densidad con la temperatura y la salinidad, para la mayoría de los ecosistemas costeros y cuencas oceánicas. La ecuación de estado puede ser expresada en forma funcional de la forma:

$$\rho = \rho(S, \Theta, P) \quad (2.7)$$

Así, de esta manera se fijaron 7 ecuaciones con 7 incógnitas, donde:

u, v : componentes horizontales de la velocidad

w : componente vertical de la velocidad

f : parámetro de Coriolis

ρ_0 : densidad de referencia

ρ : densidad *in situ*

K_M : coeficiente cinemático vertical de viscosidad turbulenta

K_M : coeficiente cinemático horizontal de viscosidad turbulenta

g : aceleración de la gravedad

θ : temperatura potencial

S : salinidad

A_M : coeficiente cinemático horizontal de viscosidad turbulenta ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

A_H : coeficiente cinemático horizontal de difusión turbulenta de calor ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

Las ecuaciones anteriores son resueltas por el POM, por medio del análisis diferencial a un volumen de control finito del cuerpo de agua.

2.1.7. Ecuaciones en coordenadas sigma

Las ecuaciones anteriores pueden ser expresadas en el sistema de coordenadas sigma considerando la siguiente transformación: $x^* = x, y^* = y, \sigma = \frac{z-\eta}{H+\eta}, t^* = t$ donde x, y, z son las coordenadas cartesianas; $D \equiv H + \eta$ y $H(x, y)$ es la topografía del fondo, $\eta(x, y, t)$ es la elevación superficial y los rangos para σ se definen como: $\sigma = 0$ para $z = \eta$ a $\sigma = -1$ para $z = H$. Después de la conversión a las coordenadas sigma, las ecuaciones básicas pueden reescribirse (en las ecuaciones cartesianas horizontales) como:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial Du}{\partial x} + \frac{\partial Dv}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial \sigma} = 0 \quad (2.8)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial Du}{\partial t} + \frac{\partial Du^2}{\partial x} + \frac{\partial Duv}{\partial y} + \frac{\partial uw}{\partial \sigma} \\ & - fDv + gD \frac{\partial \eta}{\partial x} + \frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right] + F_x \end{aligned} \quad (2.9)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Dv}{\partial t} + \frac{\partial Duv}{\partial x} + \frac{\partial Dv^2}{\partial y} + \frac{\partial vw}{\partial \sigma} \\ + fuD + gD \frac{\partial \eta}{\partial y} + \frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial y} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial y} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_M}{D} \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right] + F_y \end{aligned} \quad (2.10)$$

$$\frac{\partial DT}{\partial t} + \frac{\partial DuT}{\partial x} + \frac{\partial DvT}{\partial y} + \frac{\partial Tw}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right] + F_T \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial DS}{\partial t} + \frac{\partial DuS}{\partial x} + \frac{\partial DvS}{\partial y} + \frac{\partial Sw}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial S}{\partial \sigma} \right] + F_S \quad (2.12)$$

Donde: w es la velocidad vertical transformada, la cual es normal a las capas sigma; K_H es la difusión vertical y K_M la viscosidad vertical. Los términos $F_{x,y,T,S}$ se definen para la viscosidad y difusividad turbulenta horizontal:

$$F_x = \frac{\partial}{\partial x} \left(H 2 A_M \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left[H A_M \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right] \quad (2.13)$$

$$F_y = \frac{\partial}{\partial x} \left[H A_M \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left(H 2 A_M \frac{\partial v}{\partial y} \right) \quad (2.14)$$

$$F_T = \frac{\partial}{\partial x} \left(H A_H \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(H A_H \frac{\partial T}{\partial y} \right) \quad (2.15)$$

$$F_S = \frac{\partial}{\partial x} \left(H A_H \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(H A_H \frac{\partial S}{\partial y} \right) \quad (2.16)$$

Donde A_H es la difusividad vertical y A_M la viscosidad horizontal. En las ecuaciones 2.9 y 2.10, los últimos términos al lado derecho de la ecuación

$\left(\frac{gD^2}{\rho_0} \int_{\sigma}^0 \left[\frac{\partial \rho'}{\partial x} - \frac{\sigma'}{D} \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial \rho'}{\partial \sigma'} \right] d\sigma' \right)$, representan los términos del gradiente de presión y son calculados después de quitar un valor promedio por área para la densidad, calculada a partir de la densidad actual obtenida a partir de ρ' . Con esto el POM reduce los errores por truncamiento en las coordenadas sigma en una sobre pendiente de la topografía (Mellor et al., 1994, 1998). Una completa derivación de las ecuaciones en las coordenadas sigma puede ser encontrada en Blumberg y Mellor (1987).

2.1.8. Criterios de estabilidad

Los pasos de tiempo para la resolución del POM no son elegidos al azar sino tienen que estar asociados a criterios de estabilidad, que permiten que el modelo calcule de manera adecuada las variables que intervienen en el fenómeno a modelar. El modelo POM, como muchos otros modelos numéricos que emplean métodos de diferencias finitas, usa el criterio de estabilidad establecido por la condición CFL (Courant et al., 1967). Para el modo externo (barotrópico¹ bidimensional) del modelo, el paso de tiempo queda definido de la siguiente manera:

$$\Delta t_E \leq \frac{1}{c_t} \left[\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2} \right]^{-1/2} \quad (2.17)$$

Donde:

$$c_t = 2(gh)^{1/2} + U_{max}, \text{ donde } U_{max} \text{ es la velocidad máxima}$$

¹En el modo barotrópico, la distribución de densidad no es influenciada por la forma de las superficies isobáricas.

Δt_E : paso de tiempo para el modo externo

Δx : incremento espacial en el eje x

Δy incremento espacial en el eje y

El modo interno (baroclínico² tridimensional). tiene una restricción mucho menos severa para el paso de tiempo, por lo que permite alejar los efectos del modo externo. El criterio es análogo al definido para el modo externo:

$$\Delta t_i \leq \frac{1}{C_t} \left[\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2} \right]^{-1/2} \quad (2.18)$$

Donde:

$C_t = 2(gh)^{1/2} + U_{max'}$, donde C_t es la velocidad de onda interna, comúnmente se encuentra del orden 2 m s⁻¹

$U_{max'}$: es la velocidad máxima de advección.

La relación entre ambos pasos de tiempo es conocida como *time splitting*, la cual permite que interactúen los modos interno y externo. La principal ventaja de este método es que se pueden usar pasos de tiempo grandes para procesos lentos como la advección y pasos de tiempo pequeños para otros procesos. Su principal desventaja es que presenta un mayor error de truncamiento comparado con otros esquemas (Haidvogel y Beckmann, 1999) .

2.1.9. Configuración de la malla (*grid*)

En el presente estudio se utilizó un malla (*grid*) ortogonal de alta resolución, con un tamaño de celda de 50 x 50 m, para un total de 254 celdas en el eje *x*, 106 en el eje *y* y 8 capas sigma para la dimensión vertical. La batimetría del puerto fue obtenida a partir de la carta de navegación SM-368 (Secretaría de Marina, 2001). Para la zona alta del estero, los datos fueron extrapolados con datos medidos en campo (Cardoso-Mohedano, 2004). Toda la batimetría está referida al nivel medio del mar. El paso de tiempo utilizado en el modelo fue de 1 y 4 s para el modo barotrópico y baroclínico respectivamente.

2.1.10. Condiciones iniciales

Debido a que el modelo numérico emplea un sistema de ecuaciones diferenciales, es necesario definir correctamente las condiciones iniciales, quedan como el estado del fluido en el tiempo cero y son las que suministran los valores de las variables dependientes antes de comenzar el cálculo (Haidvogel y Beckmann, 1999). Para las condiciones iniciales de salinidad y temperatura se utilizaron los valores de promedio anuales que son de 25 °C y 34 PSU respectivamente (Ochoa-Izaguirre et al., 2002). Para la elevación y las velocidades de corrientes se utilizaron los datos de salida obtenidos para una simulación de 3 con los forzamientos constantes (*spin-up*).

²En la condición baroclínica, las variaciones de la densidad afectan la forma de las superficies isobáricas.

2.1.11. Condiciones de frontera

Las condiciones de frontera son las que imponen los forzamientos del modelo. Este es uno de los procedimientos más complejos durante el desarrollo y ejecución de un modelo numérico, porque la precisión de los resultados depende mucho de la correcta definición de estas condiciones. Generalmente se definen dos tipos diferentes de frontera: a) las cerradas, que son utilizadas para las líneas de costa y b) las abiertas que corresponden a la división de dos cuerpos de agua (Messinger y Arakawa, 1976).

2.1.11.1. Condiciones de frontera cerrada

Las fronteras cerradas son utilizadas en los contornos de la costa del dominio y tienen que cumplir con la condición de flujo cero, lo que se logra imponiendo las componentes de velocidades U o V normales a dicha frontera igual a cero durante toda la simulación (Jones et al., 2001):

$$U_{x_a,y,t} = 0 \quad (2.19)$$

ó

$$V_{x,y_b,t} = 0 \quad (2.20)$$

2.1.11.2. Condiciones de frontera abierta

En el presente trabajo sólo existe una frontera lateral abierta, la cual corresponde a la boca del Estero de Urías. El principal forzamiento del Estero de Urías es el cambio de elevación en debido a las mareas astronómicas (Montaño-Ley y Páez-Osuna, 1990). Los desplazamientos verticales de agua producen desplazamientos horizontales denominados corrientes de marea.

2.1.12. Mareas astronómicas

Las mareas son movimientos periódicos del mar que se manifiestan como desplazamientos verticales de ascenso y descenso del nivel del mar. La causa principal de la mareas es la influencia gravitacional de la Luna y en menor medida del Sol y otros planetas. Otros factores que influyen en la evolución de las mareas son la latitud, la profundidad del mar, la forma y el tipo de costa.

Cuando la Luna gira alrededor de la Tierra, el punto de superficie más próximo a la Luna, experimenta a la vez la fuerza centrífuga de la Tierra, y la máxima atracción de la Luna. La suma de ambas fuerzas empuja al agua a separarse de la Tierra, desplazándose hacia la Luna y formando una protuberancia. En el punto opuesto de la Tierra, el efecto de la atracción de la Luna sobre el mar es menor y además, la fuerza centrífuga se opone a ella, lo que supone una menor atracción de masa de agua en dicho punto, o lo que es lo mismo, se produce una tendencia del agua a separarse de la Tierra y formar una protuberancia similar, aunque un poco menor a la que se forma en la antípoda. Se produce así una elevación en los puntos opuestos del planeta alineados por la Luna, o sea, una “pleamar” o marea alta. Pero la masa de agua que se desplaza hacia arriba en dichos puntos es restada del total de masa de agua del planeta, de tal forma que se produce un descenso del nivel de mar en los demás puntos, es decir una “bajamar” o marea baja. Las mareas de *sicigia* o vivas se producen cuando la Luna y el Sol están en conjunción (luna nueva) o en oposición (luna llena). En este caso los efectos gravitacionales de los astros se suman, provocando las pleamares más altas y

las bajamares más bajas. En cambio las mares de cuadratura o muertas se producen cuando el Sol y la Luna están formando un ángulo recto entre si. Esta posición corresponde a la fase de lunar de cuarto creciente o cuarto menguante, con lo que los efectos de atracción de ambos astros se contrarrestan dando lugar a una marea con una amplitud menor al promedio.

2.1.13. Armónicos de marea

El análisis armónico de las mareas está basado en la hipótesis de que las variaciones de nivel del mar pueden ser descritas en función de un número finito de contribuciones armónicas (Godin, 1972):

$$\zeta = \zeta_o \cos(\omega t - \varphi) \quad (2.21)$$

Donde, ζ_o es la amplitud, φ la fase y ω la frecuencia del forzamiento de marea. Para el presente trabajo se utilizaron los siguientes armónicos de marea, M_2 , S_2 , K_1 , O_1 , N_2 , K_2 , y P_1 . Dichos armónicos son descritos por Carbajal (1993) y fueron obtenidos a partir un modelo de circulación para el Golfo de California (GC). En general la circulación del GC es el resultado de las mareas, la co-oscilación de baja frecuencia con el Océano Pacífico, el forzamiento por viento y los flujos de calor en la superficie del mar, y los efectos de la topografía (Gutiérrez et al., 2004).

Para la predicción de las mareas en el Estero de Urías se utilizaron las siguientes amplitudes en metros: 0.349, 0.242, 0.201, 0.139, 0.081, 0.064, 0.067m; y frecuencias: 255.93, 252.19, 72.24, 67.36, 254.58, 251.08, 69.61. Estos datos fueron publicados por Montañón-Ley et al. (2008), quienes los obtuvieron a partir de datos obtenidos de elevación y corrientes medidas en la entrada del Estero de Urías.

2.2. Resultados de la aplicación del modelo físico: simulación

Con el objetivo de garantizar la estabilidad numérica del modelo, en el presente trabajo se realizó una simulación de tres años sin cambiar los forzamientos (*spin-up*), lo que garantiza que el modelo no presente una deriva numérica, es decir, que los cambios en el modelo se deben sólo a los forzamientos, y no a inestabilidades. Además, con ésto se obtiene las condiciones iniciales usadas en todos los experimentos, lo que permite su intercomparación.

Los resultados del *spin-up* indican que el modelo es estable, como se observa en la figura 2.1, en la que se muestra el cambio de elevación instantánea cada dos días durante 3 años para la Zona Intermedia. Se observa que la elevación no presenta saltos abruptos, discontinuidades, ni datos aberrantes (NaN³).

Los resultados del *spin-up* para la salinidad y la temperatura que se presentan como un promedio para cada día (Figura 2.2), no se observan inestabilidades, ni datos aberrantes.

Los resultados del modelo físico muestran que la salinidad tiene una mayor variabilidad interanual, debido a que la salinidad es influenciada por distintos mecanismos: cambios en la temperatura, evaporación, lluvia y mezcla con las aguas que entran al Estero de Urías por la boca con diferente salinidad. No obstante esta variabilidad, dado que los experimentos utilizan con el mismo archivo de inicio, los datos se pueden comprar entre ellos, ya que estas variaciones son comunes para todas las simulaciones. En lo que respecta a la temperatura, los resultados del *spin-up* muestran que existe un ciclo anual estable de temperatura con

³NaN, proviene del acrónimo en inglés Not a Number (en español: no es un número). Usado en algunos lenguajes de programación para expresar un resultado imposible de calcular, como el caso de las raíces negativas, indeterminaciones, etcétera.

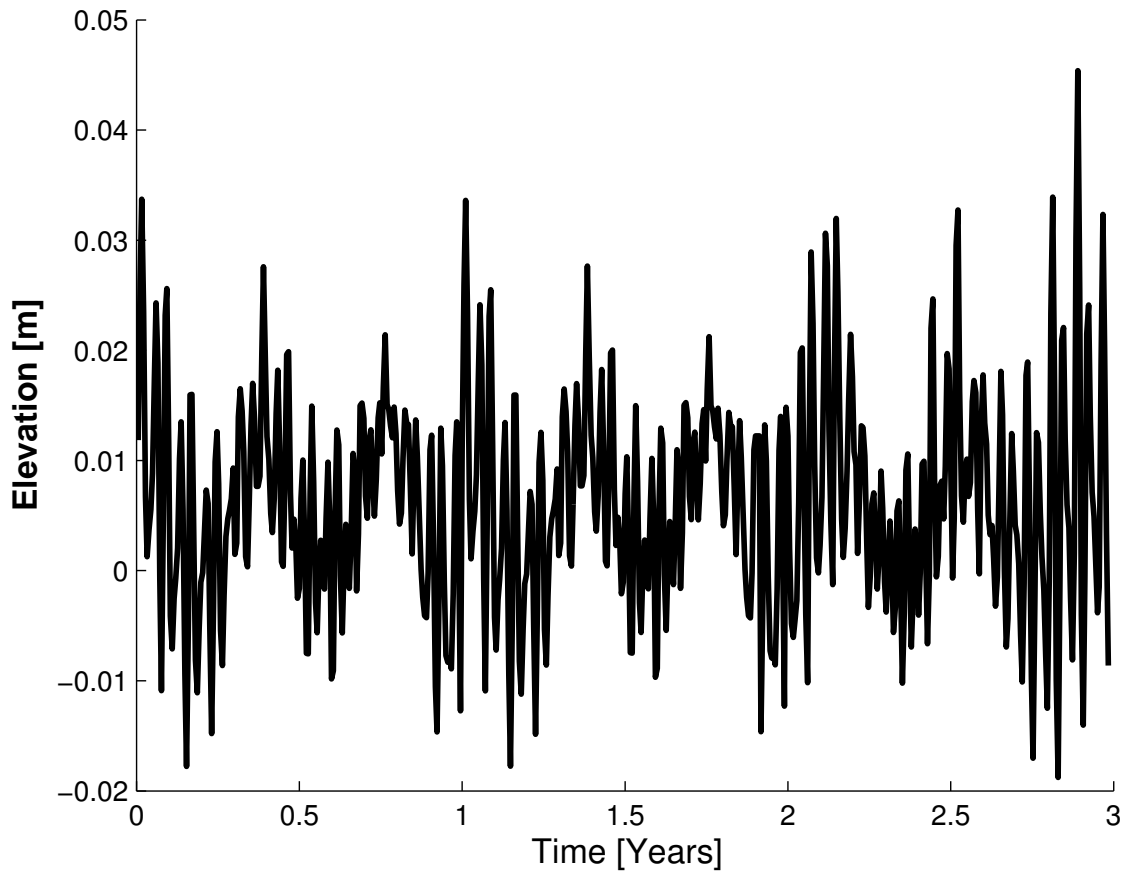


Figura 2.1: Elevación instantánea en la Zona Intermedia, resultados del Spin-up de tres años

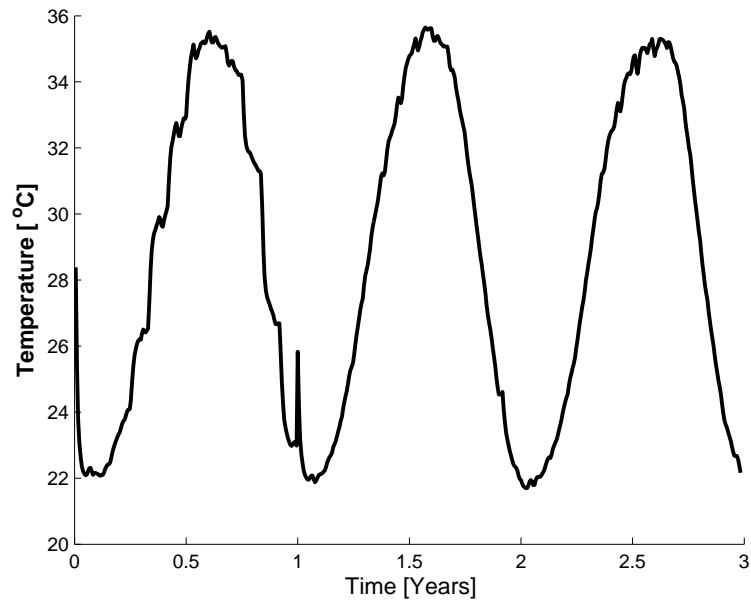
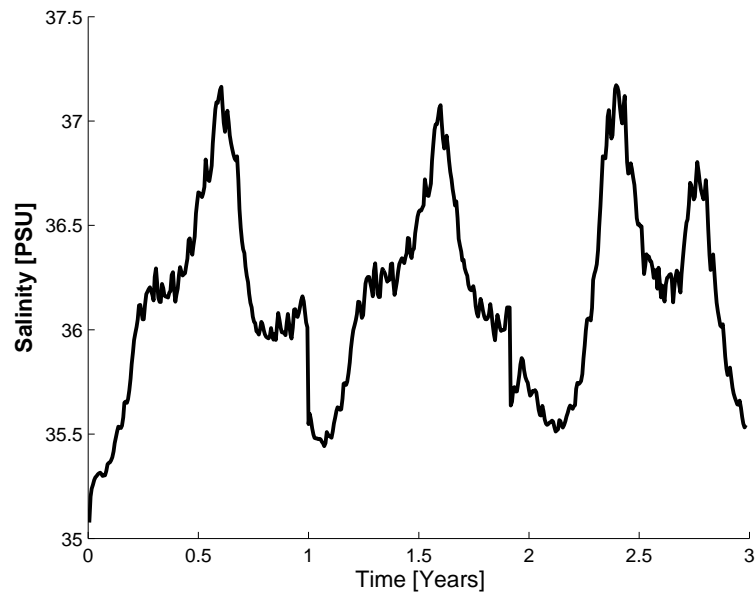
máximos en los meses cálidos (mayo, julio, agosto), y los mínimos en los meses fríos (noviembre, diciembre, enero). En resumen, los resultados físicos del *spin-up* muestran que el modelo es estable y coherente, y que es posible utilizarlo para simular el comportamiento hidrodinámico del Estero de Urías.

2.2.1. Resultados de la simulación de la elevación

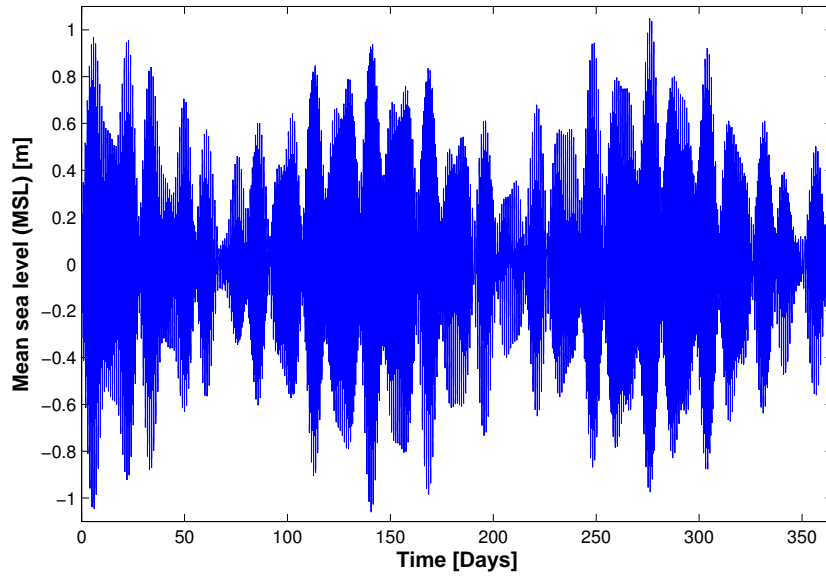
La elevación en la frontera superficial es forzada por los cambios de marea según la ecuación 2.21. Este forzamiento produce ciclos estacionales en la elevación (Figura 2.3(a)), lo que representa un ciclo de aproximadamente cada 150 días, lo que coincide con los datos reportados por Montes-González (2011), quien observa que existe un aumento en la elevación de marea anual, “lo cual indica una variación estacional en el ciclo de mareas”.

La simulación en la elevación presenta un ciclo lunar de 28 días, con una alternancia entre la de marea viva, o sicigia, y la muerta, o de cuadratura (Figura 2.3(b)), estos resultados concuerda con el comportamiento reportado por el CICESE (2012), quienes observan ciclos lunares de marea para el puerto de Mazatlán. Además, los datos del modelo simulan un marea mixta semidiurna, con rangos de marea⁴ máximo 1.8 m (en sicigia), mínimo de 0.3 m (en cuadratura), y un promedio anual de 1.2 m. Esto concuerda con las predicciones de marea del CICESE (2012), quienes informan con un comportamiento de marea mixta semidiurna y con las observaciones (Montaño-Ley et al., 2008) quienes informan de un rango de marea igual a 1.2 m.

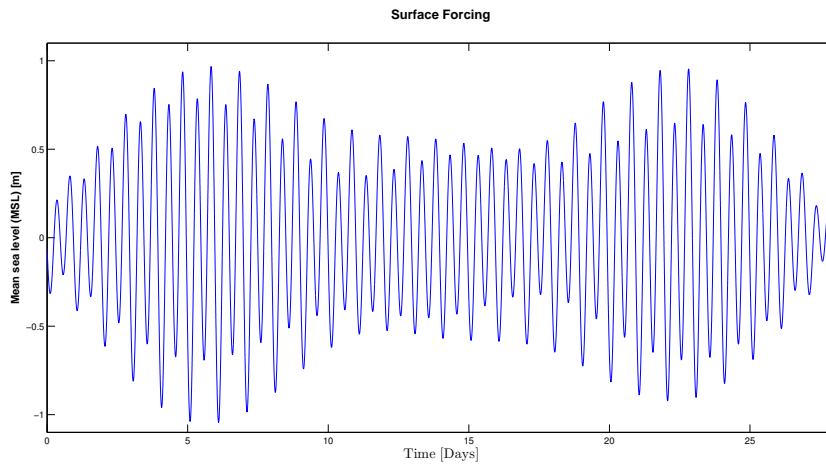
⁴Todos los valores de elevación están referidos al nivel medio del mar.

(a) *Spin-up* de temperatura(b) *Spin-up* de la salinidad**Figura 2.2:** Resultados del *spin-up* para la temperatura y salinidad, promedios cada dos días

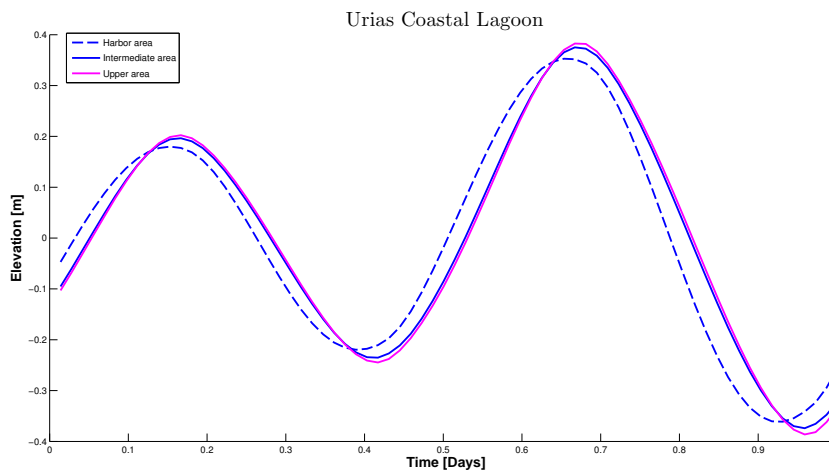
Por otra parte, la elevación del modelo simula un desfase de aproximadamente 30 minutos entre el máximo en el puerto y en la parte más alta del [Estero de Urías](#) (Figura 2.3(c)). Este comportamiento coincide con lo reportado por [Montaño-Ley et al. \(2008\)](#), quienes indican que existe un desfase de marea entre el puerto y la zona alta del estero. Por otra parte, se observa que la elevación dentro del [Estero de Urías](#) presenta rangos más altos en la zonas estero adentro que la [Zona del Puerto](#). Este comportamiento se debe a que el [Estero de Urías](#) presenta una batimetría más somera en las zonas altas, esto produce un efecto de ola, es decir una onda aumenta de altura conforme se adentra en zonas más someras.



(a) Forzamiento de marea en la frontera abierta durante un año.



(b) Forzamiento en la frontera abierta durante un ciclo lunar.



(c) Elevación de marea para la zona del puerto (Harbor area), La zona intermedia (Intermediate area) y la cabeza lagunar (Upper area).

Figura 2.3: *Cambios en la elevación simuladas para el Estero de Uriás*

2.2.2. Simulación de las corrientes de marea

Los cambios en la elevación debidos a las mareas astronómicas producen desplazamientos de masas de agua dentro del Estero de Urías, que provocan las corrientes de marea, responsables del transporte de los solutos y materia en suspensión dentro del estero. Además, estos gobiernan los recambios entre las aguas internas y las de la zona litoral.

Los máximos de velocidad fueron: $9.1 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$, $8.3 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$, $3.1 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$, para: Zona del Puerto, Zona Intermedia y Cabeza Lagunar, respectivamente. Estos valores son consistentes los reportados por la Secretaría de Marina (1974) quienes informan de una corriente máxima dentro del puerto de Mazatlán es igual a $7.0 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$. También los resultados son coherentes con los reportados por Montañón-Ley et al. (2008), quienes han observado un máximo de corriente de $6.0 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$ en el canal principal, con un máximo de elevación de 1.2 m. Por otra parte, los autores indican que en la zona alta del Estero de Urías, los valores de velocidad disminuyen considerablemente, $\sim 3.0 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$, misma magnitud de velocidad simulada en el presente trabajo, que atribuyen a la fricción con el fondo en la parte alta del estero, donde las profundidades son más someras.

Los rangos de velocidad marea simulados por el modelo también son congruentes con los medidos por Montes-González (2011) quien señala que para la boca del estero, las corrientes de marea dominantes tienen velocidad de $4.0 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$. Las velocidades más altas se presentan principalmente en la zonas centrales del canal principal, de acuerdo con lo reportado por Montañón-Ley y Páez-Osuna (1990), quienes indican que, debido a su profundidad, el canal de navegación actúa como un conducto natural del flujo.

Las corrientes de marea presentan dos comportamientos: La corriente de flujo se produce cuando la onda de marea entra dentro del estero, es decir elevación en el puerto se incrementa con respecto al nivel medio del mar, lo que produce una corriente de entrada que se propaga dentro del Estero de Urías. La denominada corriente de reflujo que sucede cuando la elevación en la frontera abierta disminuye, lo que provoca una corriente de salida. La magnitud de las corrientes de flujo y reflujo es directamente proporcional a la amplitud de las ondas de mareas, como se observa en la Figura 2.5(a), en la cual se muestra la gráfica el cambio de elevación en una marea de cuadratura y las corrientes de marea. El caso opuesto se observa en la Figura 2.5(b), también se observa la marea de cuadratura. La elevación está disminuyendo en la frontera abierta y provoca una corriente de salida (reflujo) del Estero de Urías. En los dos escenarios anteriores, el máximo de corriente marea se registra en $5.0 \times 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$. Este mismo comportamiento se observa cuando se analizan las mareas de sicigia. En la Figura 2.6(a) se observa un aumento en la elevación, lo que provoca el flujo de la corriente de marea, y en la figura 2.6(b) se observa el caso inverso, la disminución de la elevación y reflujo. En este caso, la velocidad máxima se encuentran en el orden de los $2.0 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$. Estos resultados coinciden con los reportados por Montañón-Ley et al. (2008) quienes observan en el Estero de Urías una corriente de flujo proveniente GC hacia el interior del estero, la cual se repite cada 12 y 24 horas, y que una corriente de reflujo del Estero de Urías hacia el GC cada 6 y 18 horas aproximadamente.

Si se toman los puntos centrales de las tres zonas (Figuras 2.4), se observa que para la parte central de la Zona del Puerto: (A), existe una inversión de la dirección de la corriente predominante cada 6 horas, (Figura 2.7(a)-2.7(d)). Este mismo efecto de inversión de la corriente se observa también Zona Intermedia (B, figuras 2.7(e):2.7(h)) y Cabeza Lagunar (C, Figuras 2.7(i):2.7(k)). Sin embargo, la magnitud de la corriente en la Cabeza Lagunar es menor que en las otras zonas, con un máximo de $1.0 \times 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$, la cual es cinco veces menor a la máxima estimada en la Zona del Puerto ($5.0 \times 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$). Esta misma tendencia se registra en mareas de sicigia, con una inversión de la corriente predominante en la Zona del Puerto (Figuras 2.8(a):2.8(d)), la Zona Intermedia (Figura 2.8(e):2.8(h)), y la Cabeza Lagunar (Figuras 2.8(i):2.8(l)). Esta

última zona presenta una magnitud de velocidad cinco veces menor a las registradas en el puerto.

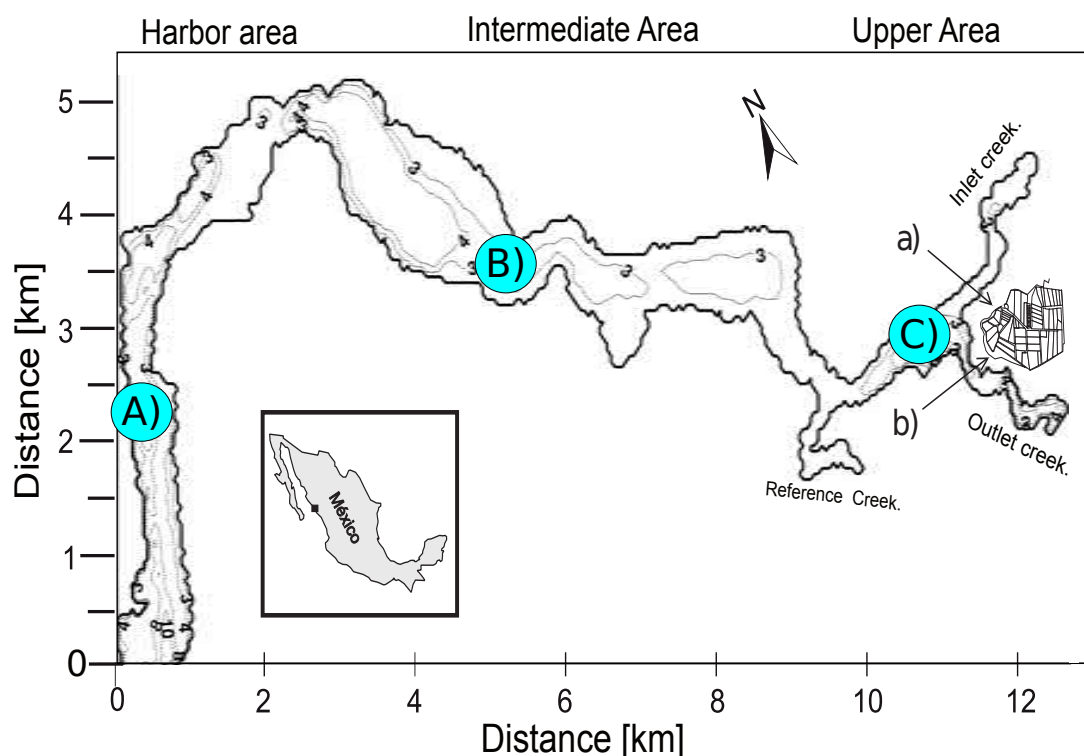


Figura 2.4: Puntos representativos de las tres zonas: A) Zona del Puerto, B) Zona Intermedia C) Cabeza Lagunar; los datos representativos de estos puntos son un promedio de 20 cajas contiguas.

2.2.3. Temperatura

Los resultados de las simulaciones muestran que los rangos máximos de temperatura para el Estero de Urías se encuentran entre 34 °C y 36 °C, obtenidos en la Zona Intermedia y, sobre todo, en la Cabeza Lagunar, durante los meses de julio (Figura 2.9(g)) y agosto (Figura 2.9(h)). Por otra parte, los rangos mínimos de temperatura resultaron entre 22.0 °C y 24.0 °C, y ocurren en prácticamente todo el sistema lagunar para los meses de enero (Figura 2.9(a)) y febrero (Figura 2.9(b)).

Estos resultados son consistentes con los reportados por Villalba (1989), quien observa que la temperatura del agua en el Estero de Urías mantiene una estrecha relación con la temperatura ambiente, la cual alcanza sus valores mínimos: (22 – 23) °C durante los meses de noviembre a febrero y un rango máximo de (30 – 32) °C, en los meses de julio a septiembre; también son coherentes con los medidos en un estudio previo⁵ (Cardoso-Mohedano, 2004), en el que los máximos corresponden a los meses de junio (31.7 °C) y julio (33.0 °C); para el mes de diciembre el promedio temperatura fue de 24.5 °C, la cual coincide con la temperatura simulada.

Sin embargo, los rangos de temperatura máxima simulados están por arriba de los reportados en otros estudios en 4 °C, ya que estos autores informan que el rango máximo de temperatura dentro del Estero de Urías es de (30 – 32) °C, esta sobre estimación de la temperatura quizá se deba a que el modelo no toma en cuenta el efecto sombra que producen el bosque de manglar en la parte alta del Estero de Urías, por lo

⁵Los datos climatológicos simulados corresponden al año 2004, el mismo en el que se realizó el estudio previo

que la cantidad de energía radiante en la zona alta pudiera ser más baja a la que se simula en el presente trabajo. Por el contrario, los rangos mínimos de temperatura coinciden con los datos reportados por Villalba (1989), ($22 - 23$) °C, para los meses de noviembre a febrero.

Al observar los meses fríos con más detalle (Figura 2.10(a) y figura 2.10(b)) se observa que existe un gradiente de temperatura de la boca de estero a su parte alta, siendo la zona del Zona del Puerto más cálida que la Cabeza Lagunar, este gradiente es de aproximadamente 1.5 °C, este valor es congruente con el gradiente medido por Villalba (1989): ($1.5 - 3$) °C.

Por otra parte, se observa que en los meses fríos la temperatura en la parte media del Estero de Urías es sobrecalentada por las aguas de desecho de la Planta Termoeléctrica Aceves Pozos (Planta Termoeléctrica), este sobrecalentamiento permite que en el mes de enero exista una pluma de agua caliente que sube a la mitad de la Zona Intermedia. En febrero se simula también el sobrecalentamiento de la Planta Termoeléctrica, pero en este mes la temperatura caliente del puerto no alcanza a conectarse con la que proviene del puerto.

En la sección 3 se discuten los efectos de la Planta Termoeléctrica.

Al analizar los meses con las temperaturas más altas, julio (Figura 2.11(a)) y agosto (Figura 2.11(a)), se observa que el gradiente temperatura se invierte con respecto a los meses fríos, es decir en los meses cálidos la temperatura del Estero de Urías es más elevada en la zona alta del estero, esto provoca un fuerte gradiente de temperatura, ~ 3.0 °C, este gradiente de temperatura coincide por el reportado por Villalba (1989): ($1.5 - 3$) °C.

Para los meses cálidos, la Cabeza Lagunar mantiene una temperatura alta muy homogénea, y la zona de transición de temperatura se encuentra entre el Zona del Puerto y la Zona Intermedia.

2.2.4. Salinidad

Los valores más bajos de salinidad corresponden al rango comprendido entre los ($34 - 35$) PSU, estos datos se presentan en los meses de enero (Figura 2.12(a)) y febrero (Figura 2.12(b)). Por otra parte, los valores de la salinidad más altas se encuentra entre los ($40 - 41$) PSU, en los meses de mayo (Figura 2.12(e)) y junio (Figura 2.12(f)).

Estos resultados son coherentes a los reportados por Villalba (1989), quien informa que las salinidades mínimas para el Estero de Urías rondan los 31 PSU (agosto) y los máximos se encuentran entre las 37 PSU para el mes de junio; en un estudio previo (Cardoso-Mohedano, 2004) se registró que las salinidades más altas corresponden a los meses de junio (43.6 PSU) y julio (41.5 PSU), el mes con menor salinidad fue el de septiembre con 26.8 PSU, este bajo valor se debe a las altas precipitaciones que sucedieron en los días anteriores al muestreo.

Los resultados del modelo simulan las altas salinidades medidas en el campo en el año de 2004 Cardoso-Mohedano (2004). No obstante el modelo no simula los fuertes cambios en las salinidades, esto se debe a que el modelo no toma en cuenta las entradas de agua por escorrentía.

Cuando se analizan los meses con las salinidades más bajas, enero (Figura 2.13(a)) y febrero (figura 2.13(b)), estos corresponde temporada de bajas temperaturas (sección 2.2.3), lo que disminuye la evaporación, esto sumado a la entrada de agua dulce de las lluvias (Figura 2.15) provoca una disminución de la salinidad.

Además, los resultados indican que existe un gradiente de salinidad de ~ 2.5 PSU, que aumenta de la boca del puerto hacia la zona alta del estero.

Los resultados indican que las salinidades en el Zona del Puerto son relativamente homogéneas, y están

influenciadas principalmente por las aguas de costeras. La **Zona Intermedia** presenta fuerte gradiente de salinidad, debido a su cercanía con la **Cabeza Lagunar**, donde se registran los valores más altos.

Los meses con mayor salinidad fueron mayo (figura 2.14(a)) y junio (figura 2.14(b)), que corresponden a la época del año en que se registran altas temperaturas y pocas precipitaciones; para el caso de los meses más cálidos (julio y agosto), la salinidad disminuye debido a que en las zonas se registran fuertes lluvias (Figura 2.15). De la misma manera la zona con mayor salinidad es la **Cabeza Lagunar**, esto se debe a: la evaporación, baja tasa de recambio con las aguas costeras y la falta de aporte de agua dulce.

Estos resultados concuerdan con los reportados por (Villalba, 1989), quien informa que, en años de precipitaciones normales, la salinidad en la boca del sistema fluctúa entre 31 PSU en agosto, hasta 37 PSU en junio, presentándose en promedio salinidades de 34.8 PSU, y que se registra un gradiente longitudinal de salinidad positivo de la boca a la cabeza del orden de 1-3 PSU cada 10 km, durante los meses de estiaje, invirtiéndose en (3 – 6) PSU cada 10 km en los meses de alto escurrimiento.

2.2.5. Densidad

Los resultados del modelo indican que las densidades mínimas fluctúan entre 20.5 kg m^{-3} y 21.5 kg m^{-3} ; los meses con menor densidad son: julio (Figura 2.16(g)) y agosto (Figura 2.16(h)). Por otra parte, los valores máximos se encuentran entre: 25.5 kg m^{-3} y 26.5 kg m^{-3} , estos predominan en los meses de diciembre (Figura 2.16(l)) y enero (Figura 2.16(a)).

A partir de los datos de temperatura y salinidad reportados por Villalba (1989), es posible determinar que las densidades mínimas encuentran entre: 20.9 kg m^{-3} y 22.4 kg m^{-3} , y las máximas entre: 22.5 kg m^{-3} y 23.2 kg m^{-3} . En el estudio previo (Cardoso-Mohedano, 2004) se registró que la densidad más alta corresponde al mes de septiembre (19.4 kg m^{-3}) y diciembre (10.5 kg m^{-3}), estos valores tan bajos de salinidad se deben a que sólo se tomaron muestras superficiales, y que no se midieron las aguas del fondo, las que tienen mayor densidad; en cambio los resultados del modelo se analizaron con un promedio en la columna de agua.

Las densidades simuladas indican que los resultados del modelo son consistentes con las densidades calculadas a partir de los datos de Villalba (1989) y Cardoso-Mohedano (2004) y que se encuentran dentro de los rangos medidos en el campo, sobre todo en las densidades mínimas; en cambio para los máximos, el modelo sobrestima las densidades en aproximadamente 3 kg m^{-3} . Es posible que este incremento se deba a que el modelo no toma en cuenta el agua de escorrentía, la cual puede abatir fuertemente la densidad.

Cuando se analizan meses con las mínimas densidades: diciembre (Figura 2.17(a)) y enero (Figura 2.17(b)), se observa que existe un gradiente de densidad de 2.5 kg m^{-3} que aumenta de la **Zona del Puerto** a la **Cabeza Lagunar**.

La densidad en el **Zona del Puerto** es muy homogénea con una alta influencia de las aguas del GC; en la **Zona Intermedia** existe fuerte un gradiente de densidad; y en la **Cabeza Lagunar** se encuentran las zonas con más alta densidad, con valores que alcanzan los 23.5 kg m^{-3} .

Este mismo gradiente de densidad, que aumenta del **Zona del Puerto** a la **Cabeza Lagunar**, se encuentra en los meses con la densidad más alta registrada: diciembre (Figura 2.18(a)) y enero (Figura 2.18(b)). De nuevo se observa que el **Zona del Puerto** es muy homogéneo, altamente influenciado por las aguas del GC y con los rangos de densidad más bajos; la parte **Zona Intermedia** presenta un fuerte gradiente en la densidad, y la **Cabeza Lagunar** es la zona con las densidades más altas, específicamente dentro de los canales.

2.3. Discusión de los resultados del modelo físico

Los resultados indican que la hidrodinámica en el [Estero de Urías](#) está gobernada principalmente por las mareas astronómicas y la topografía. Las mareas producen los desplazamientos de agua en la frontera lateral abierta, éstas generan las corrientes de marea, las cuales son modificadas por la batimetría.

La batimetría relativamente compleja del [Estero de Urías](#), provoca que existan zonas con altas velocidades de corriente, sobre todo en la zona cercana a la frontera abierta, y áreas en donde las corrientes son relativamente bajas, principalmente en los canales secundarios. Estas marcadas diferencias en la hidrodinámica provocan que el [Estero de Urías](#) sea un cuerpo de agua muy heterogéneo, que posee zonas con características hidrodinámicas y magnitudes fisicoquímicas muy diferenciadas.

En general el [Estero de Urías](#) puede ser definido en tres grandes zonas:

1. El Zona del Puerto:

Zona en promedio cuenta con las profundidades más bajas, en su parte más profunda se encuentra conectada con el [GC](#), la cual es la única frontera lateral abierta, aguas arriba del estero esta área presenta una disminución en la profundidad presentando un gradiente de aproximadamente 6.0 m; y en su parte más alta se conecta con la [Zona Intermedia](#) con un cambio en la orientación del eje principal del estero y un estrechamiento.

Debido a estas características la [Zona del Puerto](#) es la que presenta las más altas velocidades de corriente, ya que al estar directamente conectada al [GC](#) recibe un fuerte aporte de aguas costeras. Esto provoca que ésta sea la zona más homogénea del [Estero de Urías](#). Es decir aunque presenta influencia de las zonas estero arriba, las altas velocidades de corriente generan un alto recambio con las aguas de mar abierto.

Las temperatura y la salinidad del [Zona del Puerto](#) son altamente influenciada por las aguas del [GC](#), lo que hace que sea la zona con los gradientes anuales más bajos de temperatura ($\sim 8^\circ\text{C}$) y salinidad (~ 1.5 PSU), lo que produce que el [Zona del Puerto](#) tenga la densidad más estable del [Estero de Urías](#) con un gradiente de densidad anual de $\sim 4.0\text{ kg m}^{-3}$.

2. La Zona Intermedia:

Es la zona del más ancha del [Estero de Urías](#); inicia con el cambio de orientación del eje principal y su estrechamiento, inmediatamente después se ensancha, en su parte media presenta otro estrechamiento y cambio de dirección, y termina antes del [Estero de Referencia](#), cuenta con una profundidad promedio de 3.5 m.

Esto produce que al inicio de esta zona exista una fuerte corriente de marea provocada por el estrechamiento del canal, después con el ensanchamiento de éste, la corriente disminuye de velocidad además produce giros, lo que hace que esta zona sea de alta turbulencia. En la parte media de esta zona hay otro estrechamiento lo que produce un aumento de la corriente por efecto Venturi. En esta zona decaen las velocidades debido a que las bajas profundidades producen altas fricciones con el fondo.

Esta zona al estar conectada con el [Zona del Puerto](#) y la [Cabeza Lagunar](#) recibe dos tipos de aguas con características muy diferenciadas: aguas de mar abierto y antiestuarinas, lo que produce una fuerte gradiente en las variables fisicoquímicas: temperatura, $\sim 2.0^\circ\text{C}$; salinidad, ~ 2.0 PSU; densidad, $\sim 1.5\text{ kg m}^{-3}$, el cual está presente en todo el año.

La caída en las velocidades de corriente, sumada al fuerte gradiente de densidad horizontal, producen

que la **Zona Intermedia** se comporte como una barrera para la dispersión, lo que resulta una zona alta del estero esté relativamente aislada de las aguas del GC.

Por otra parte, la **Zona Intermedia** contiene a la **Planta Termoeléctrica** lo que aumenta todavía más su heterogeneidad.

3. La Cabeza Lagunar:

La zona más alejada de la frontera lateral abierta y también la más estrecha; cuenta con una profundidad promedio de ~ 3.0 m, contiene a los canales secundarios: **Estero Tributario**, **Estero Receptor** y **Estero de Referencia**. Esto produce que la zona tenga las velocidades de marea más bajas del estero, las cuales no superan los $3.1 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$ –aproximadamente tres veces menor a las simuladas en el **Zona del Puerto**, $9.1 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$ –, estas bajas velocidades producen que **Cabeza Lagunar** tenga poco recambio con las aguas del GC.

Este relativo aislamiento provoca que la **Cabeza Lagunar** esté principalmente influenciada por los forzamientos atmosféricos, lo cual se ve reflejado en la temperatura, donde el resultado de la simulación muestra las menores temperaturas ($\sim 21.0^\circ\text{C}$), y las más altas ($\sim 36.5^\circ\text{C}$). Lo que provoca alta evaporación, lo que resulta en un aumento de la salinidad. En esta zona se simulan las más altas salinidades, en un rango de 37.5 PSU a 41.0 PSU, sobre todo en los canales secundarios, donde se presenta las más altas concentraciones de sal, lo que genera un alta densidad.

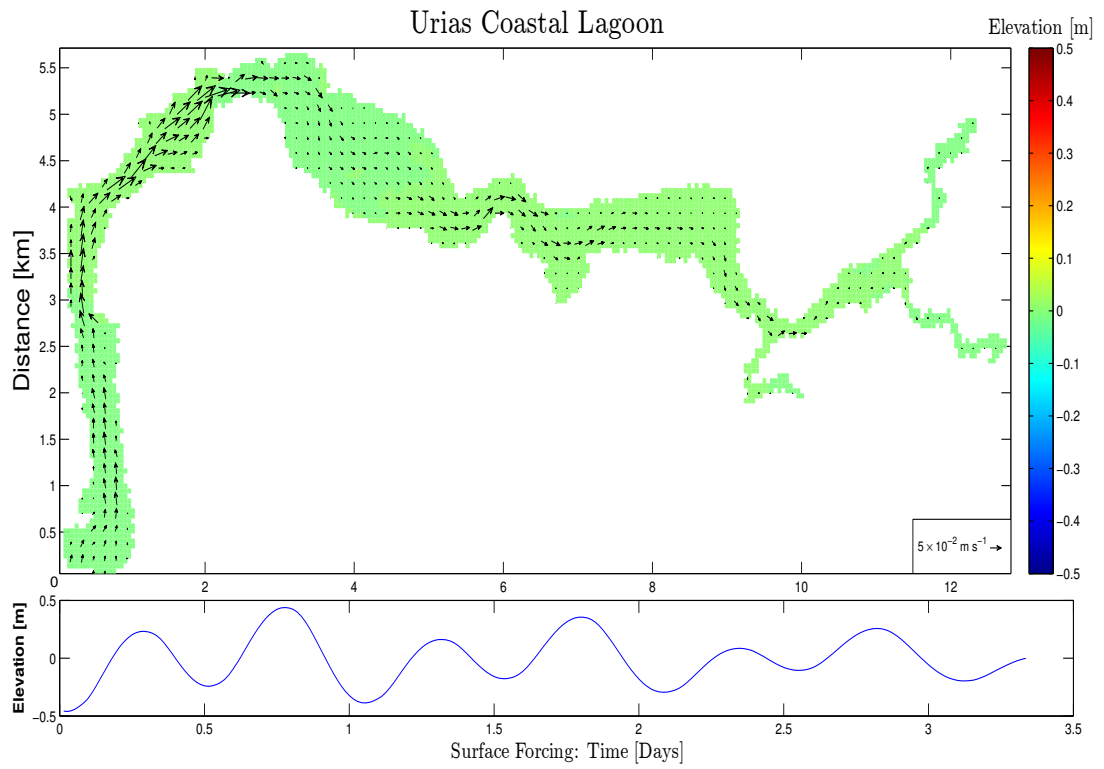
En la **Cabeza Lagunar** existe un fuerte gradiente de densidad de $\sim 2.0 \text{ kg m}^{-3}$, el cual está presente en todo el año, esto sumado a las bajas velocidades que se registran en esta zona, hace que exista poco intercambio de agua, sobre todo de los canales secundarios, con las aguas intermedias. Lo que implica que las aguas de la **Cabeza Lagunar** tengan características muy diferentes a las del GC.

En resumen, el **Estero de Urías** es un cuerpo de agua con una topografía muy compleja, con una sola conexión con el GC, aquí se generan los cambios de elevación debidos a las mareas astronómicas, con una marea tipo mixta semidiurna, éstas producen las corrientes de marea, las cuales son modificadas por la topografía: ensanchamiento/estrechamiento, cambios de dirección y profundidad, lo que produce que las velocidades disminuyan estero arriba.

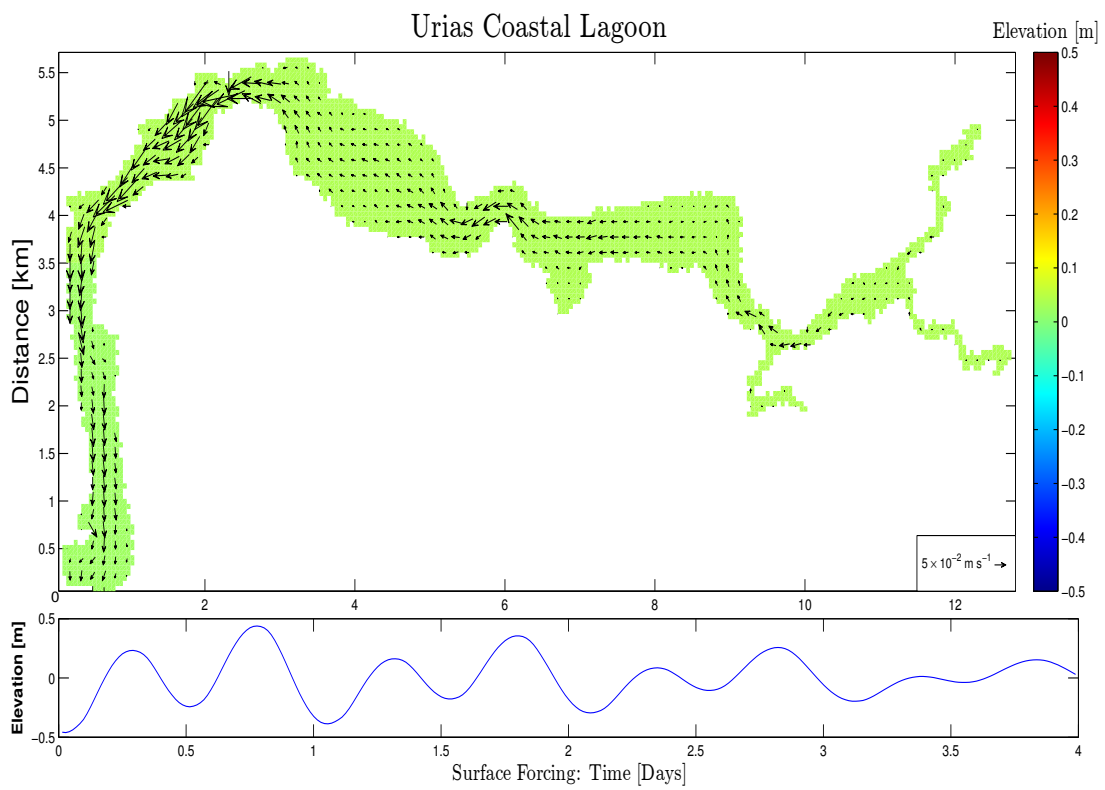
Lo anterior coincide lo que reportado por Montaña-Ley et al. (2008), quienes informan que las mareas dentro del **Estero de Urías** están gobernadas principalmente por las elevaciones de marea con los armónicos: M_2 , S_2 , K_1 , O_1 , N_2 , K_2 y P_1 , y que las más altas velocidades se registran en el canal principal de navegación, además, que las corrientes de marea disminuyen considerablemente en la parte alta del estero.

Además, al no recibir ninguna aporte continuo de agua dulce y presentar una mayor evaporación que precipitación, sobre todo en la época de estiaje, provoca que en la parte alta del **Estero de Urías** exista mayor salinidad y por lo tanto densidad, lo que se le conoce como efecto antiestuarino.

Esto es consistente con lo reportado por Villalba (1989), quien informa que el **Estero de Urías** es un antiestuario, y es la cabeza donde se presenta mayor variación de salinidad, provocada por la pérdida de agua en los meses de estiaje y el menor movimiento en esta zona.

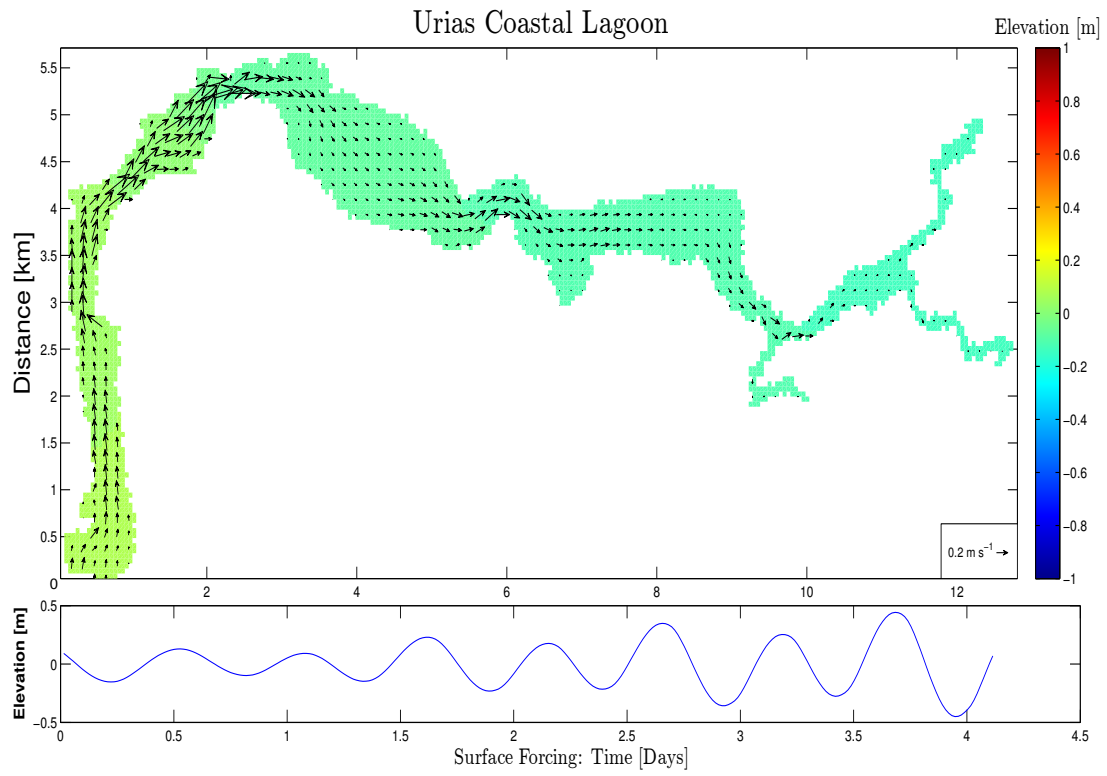


(a) Flujo y elevación para marea en cuadratura

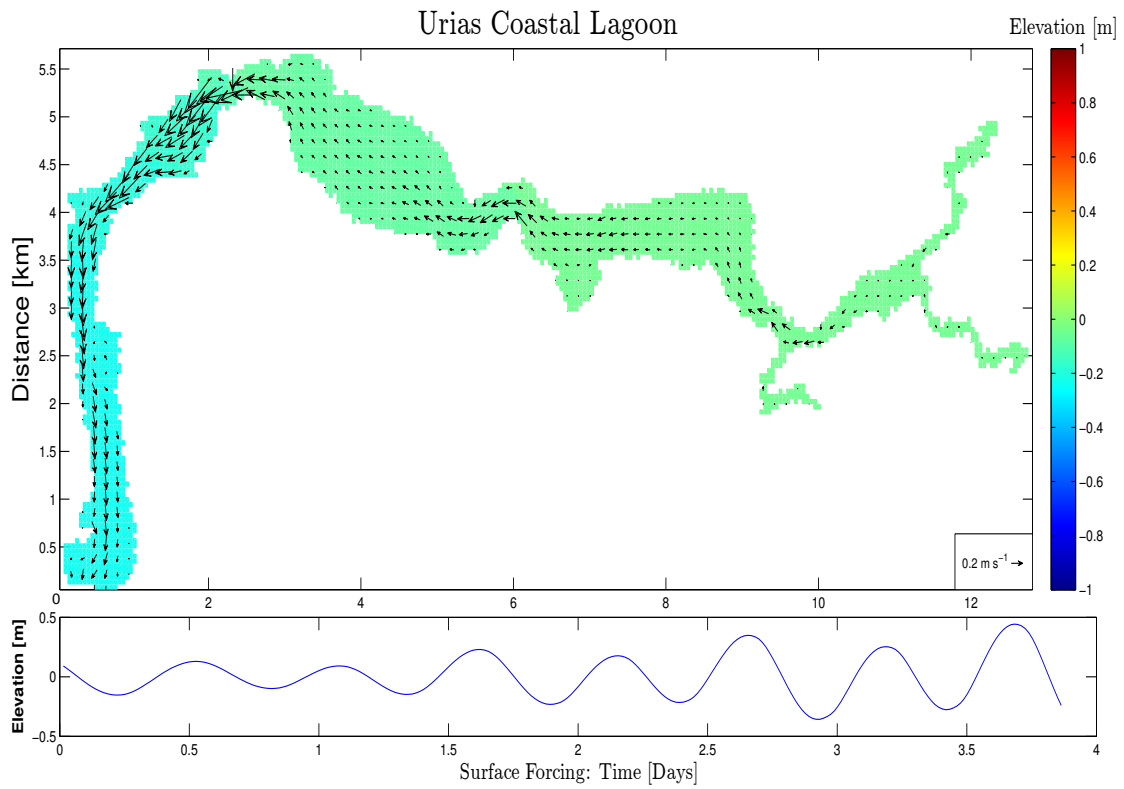


(b) Reflujo y elevación para marea en cuadratura

Figura 2.5: Resultado de flujo y reflujo, y elevación de marea en cuadratura para el Estero de Urías.



(a) Flujo y elevación para marea en sicigia



(b) Reflujo y elevación para marea en sicigia

Figura 2.6: Resultado de flujo y reflujo, y elevación de marea en sicigia para el Estero de Urías.

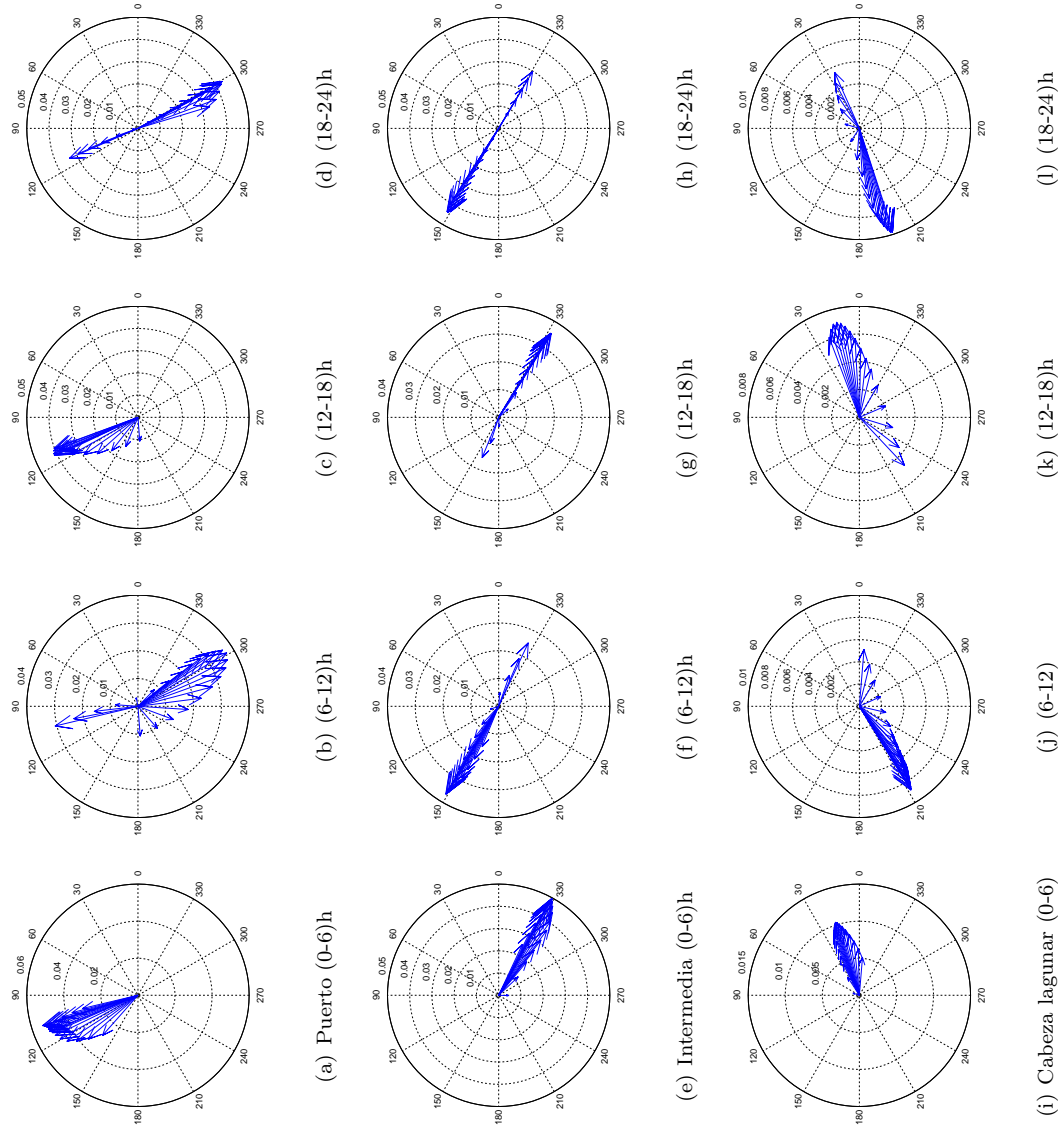


Figura 2.7: Velocidades de corrientes de mareas en cuadratura para los puntos ubicados en: Zona del Puerto, Zona Intermedia, Cabeza Lagunar (Figura 2.4).

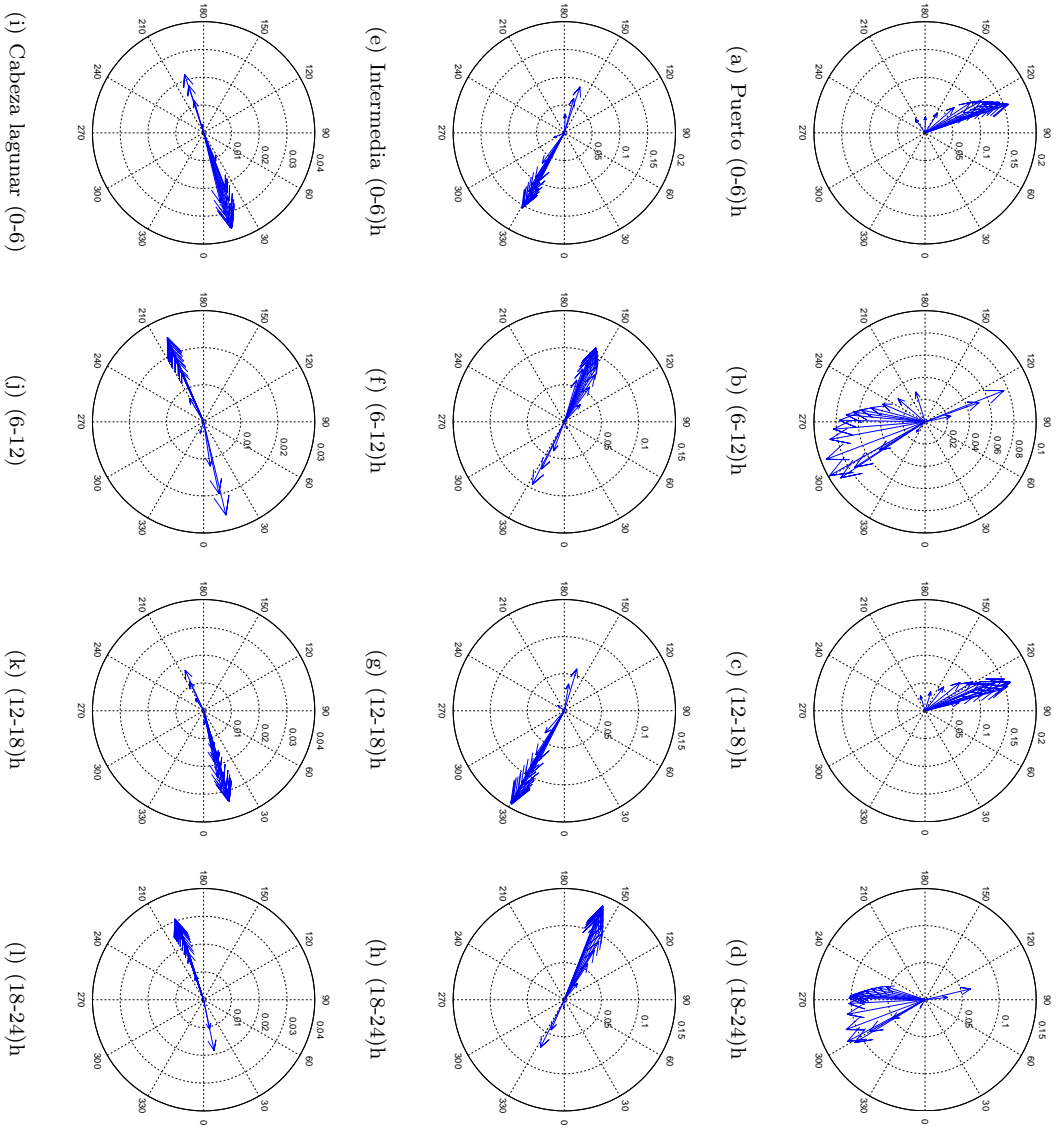


Figura 2.8: *Velocidades de corrientes de mareas en siciigia para los puntos ubicados en: Zona del Puerto, Zona Intermedia, Cabeza Lagunar (Figura 2.4).*

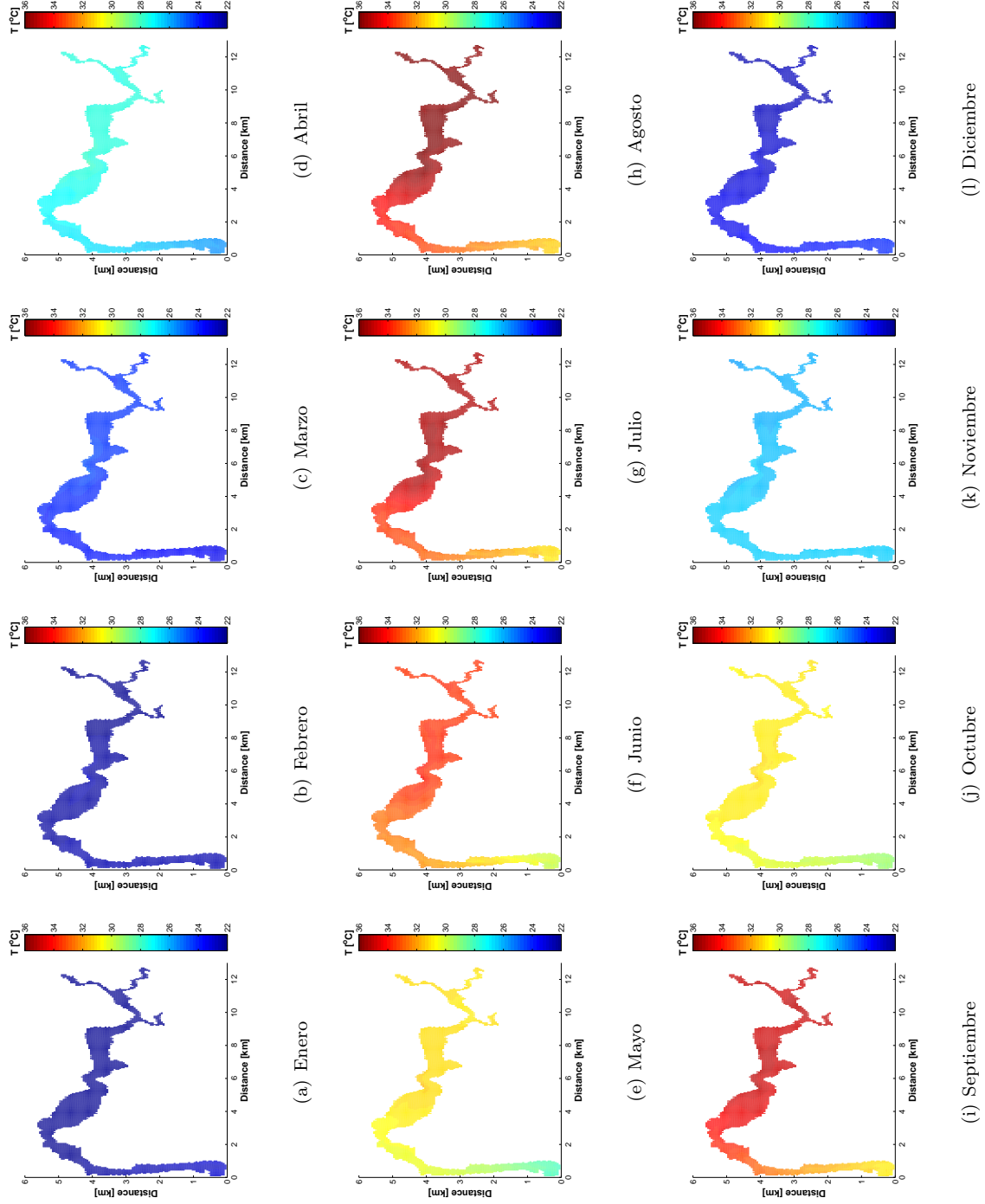
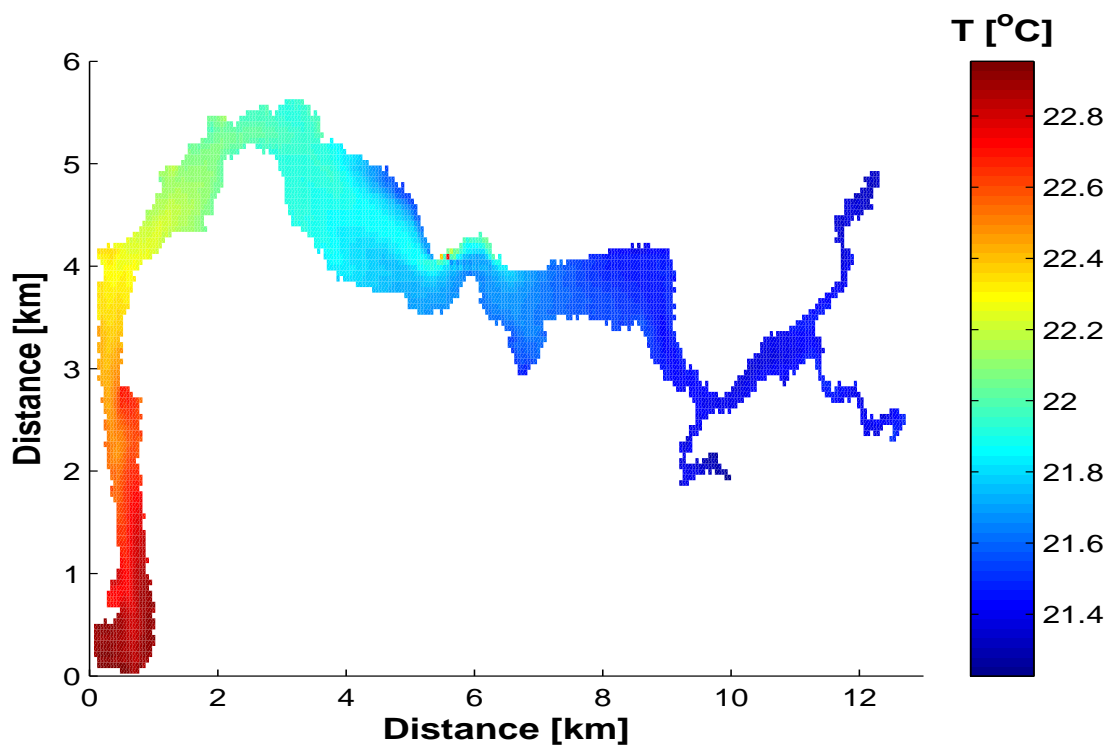
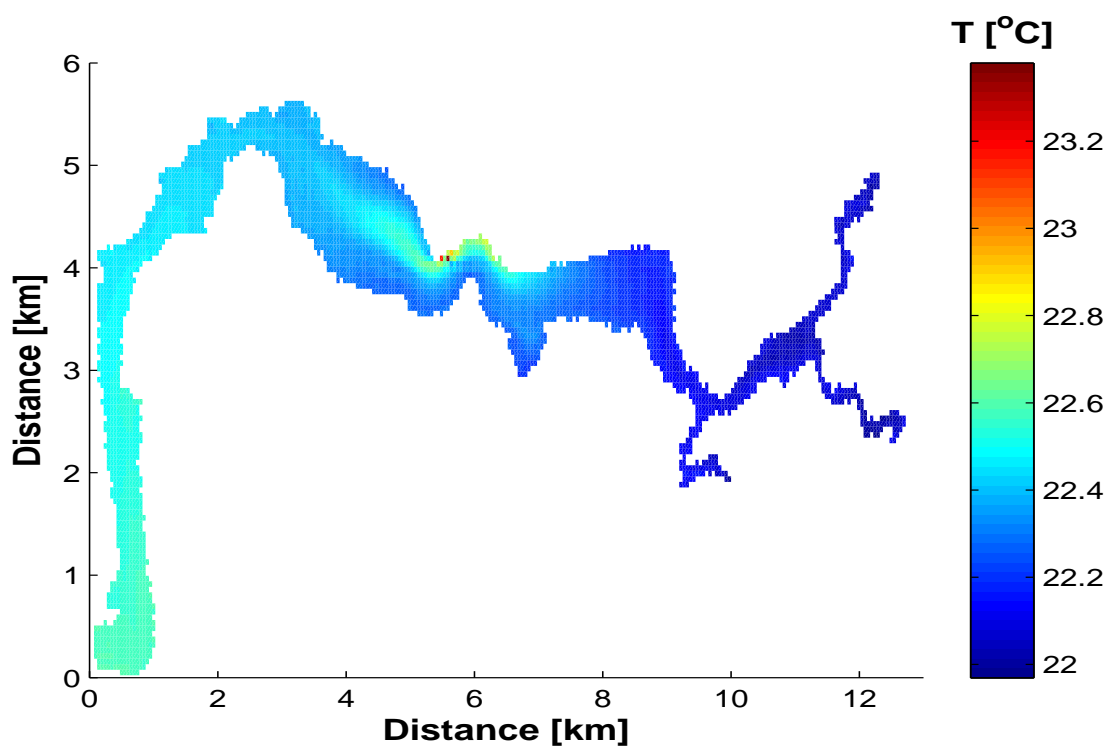


Figura 2.9: *Temperatura promedio mensual para un año de simulación, unidades en °C.*

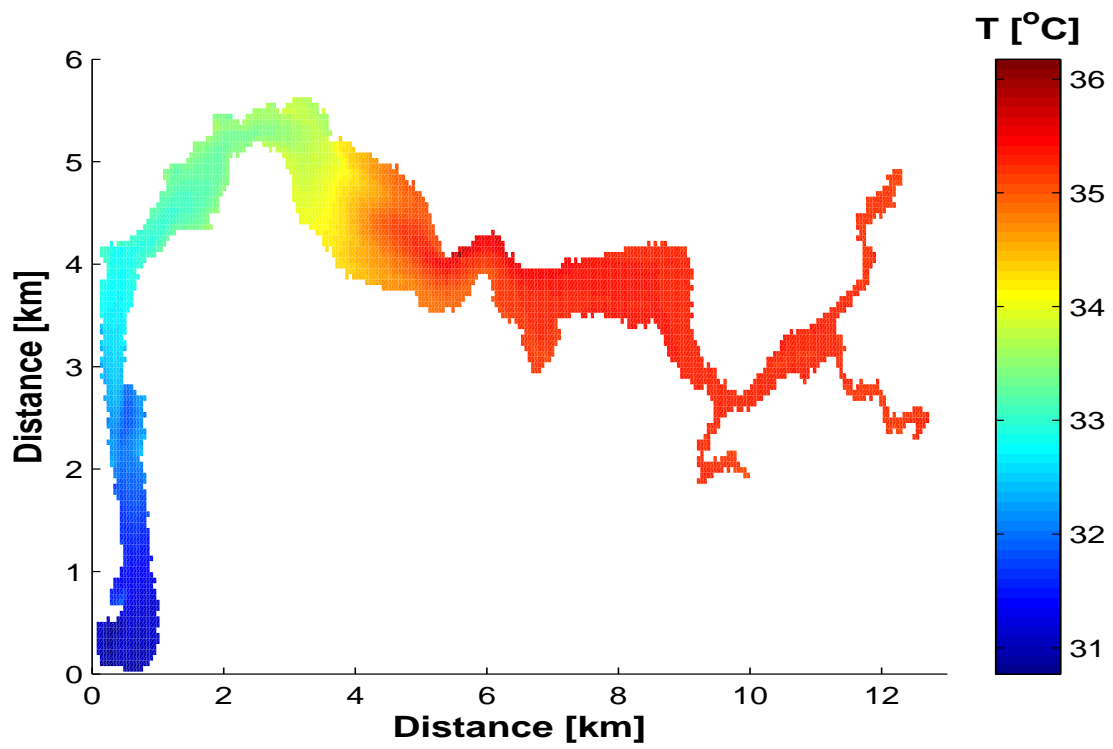


(a) Enero

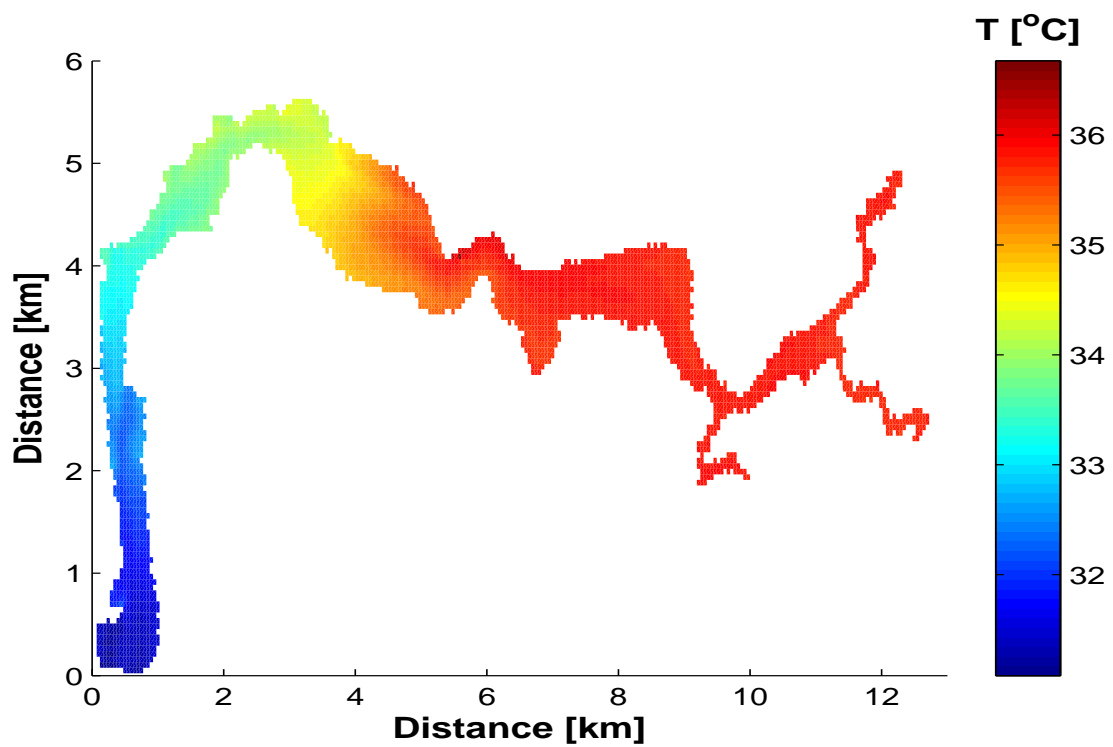


(b) Febrero

Figura 2.10: Promedio mensual de temperatura, meses fríos, unidades en $^{\circ}\text{C}$.



(a) Julio



(b) Agosto

Figura 2.11: *Promedio mensual de temperatura, meses cálidos, unidades en $^{\circ}\text{C}$.*

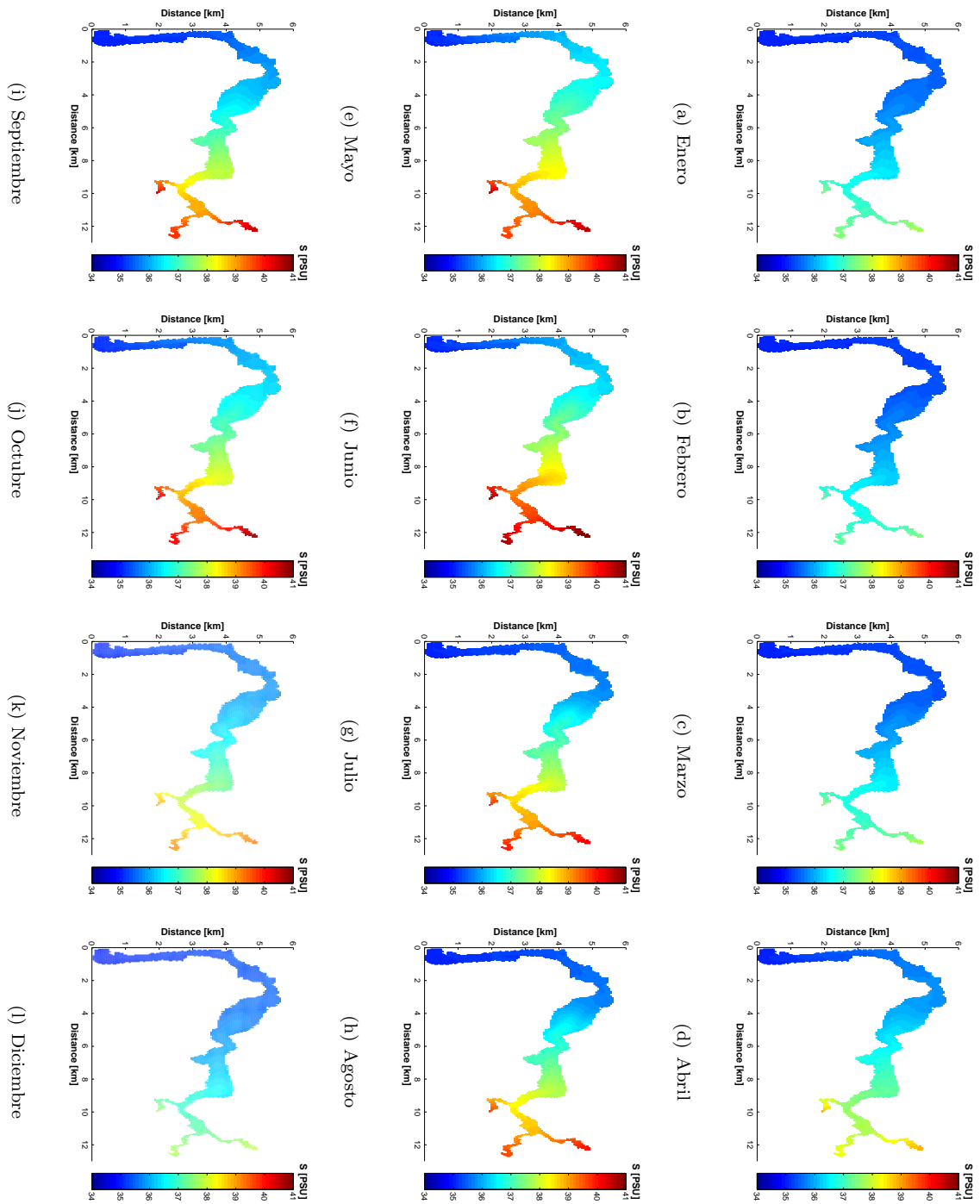
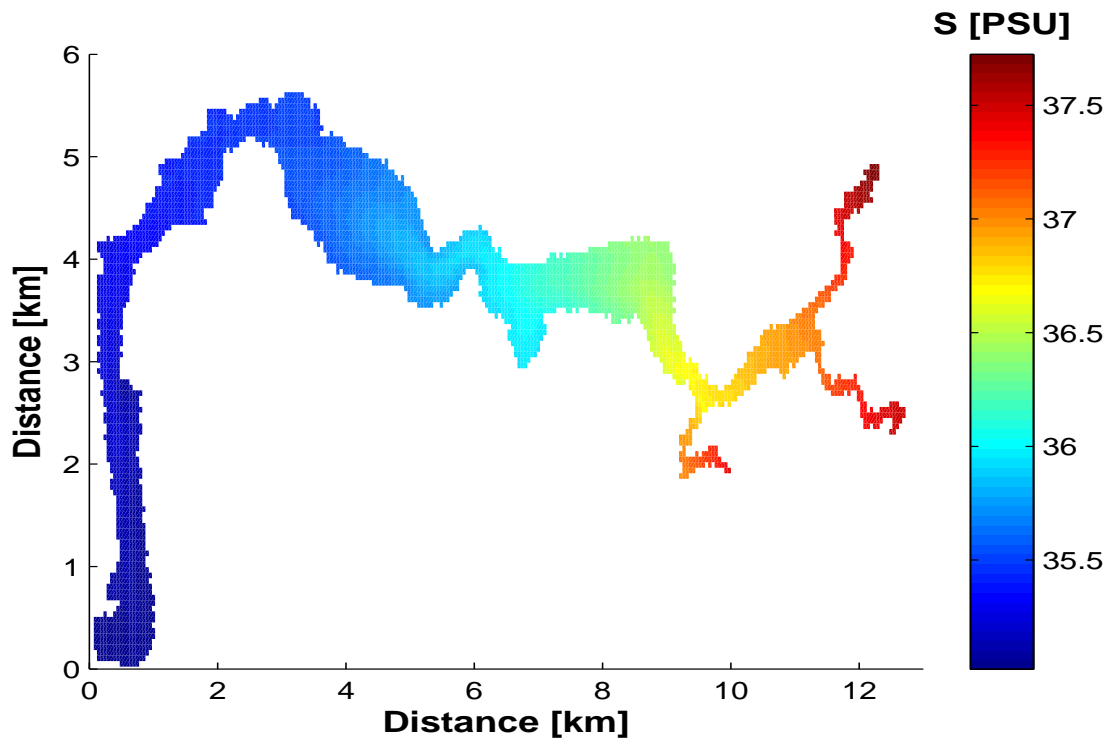
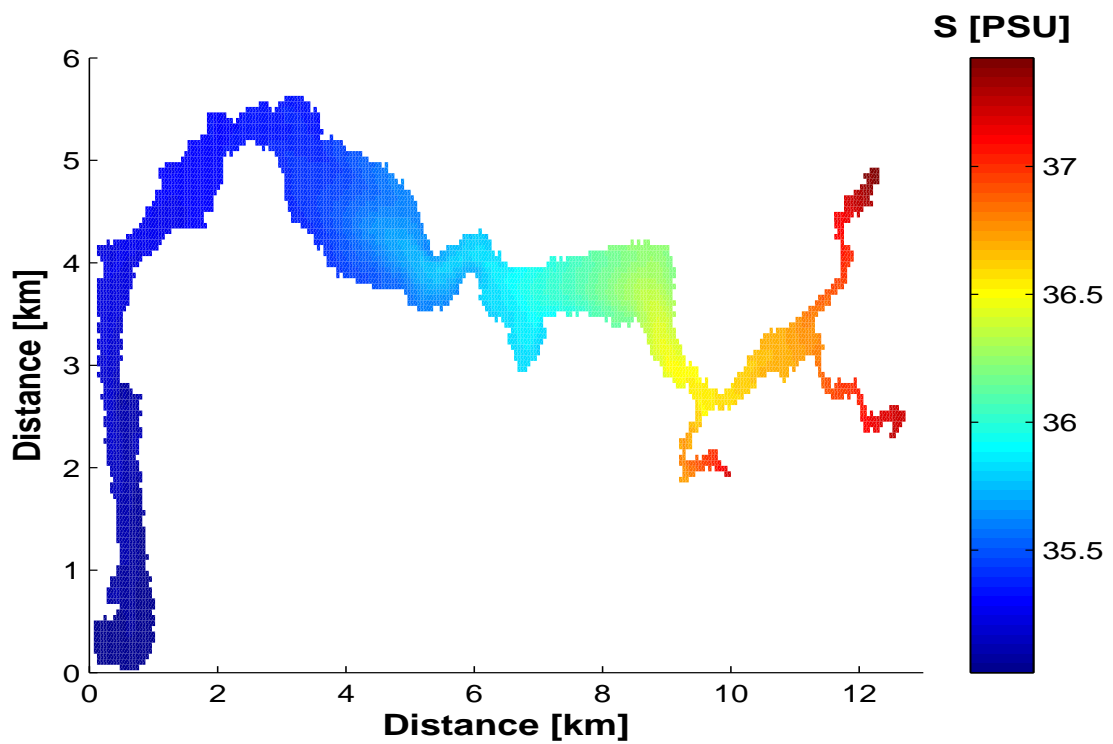


Figura 2.12: Promedio de salinidad mensual para el Estero de Urías.

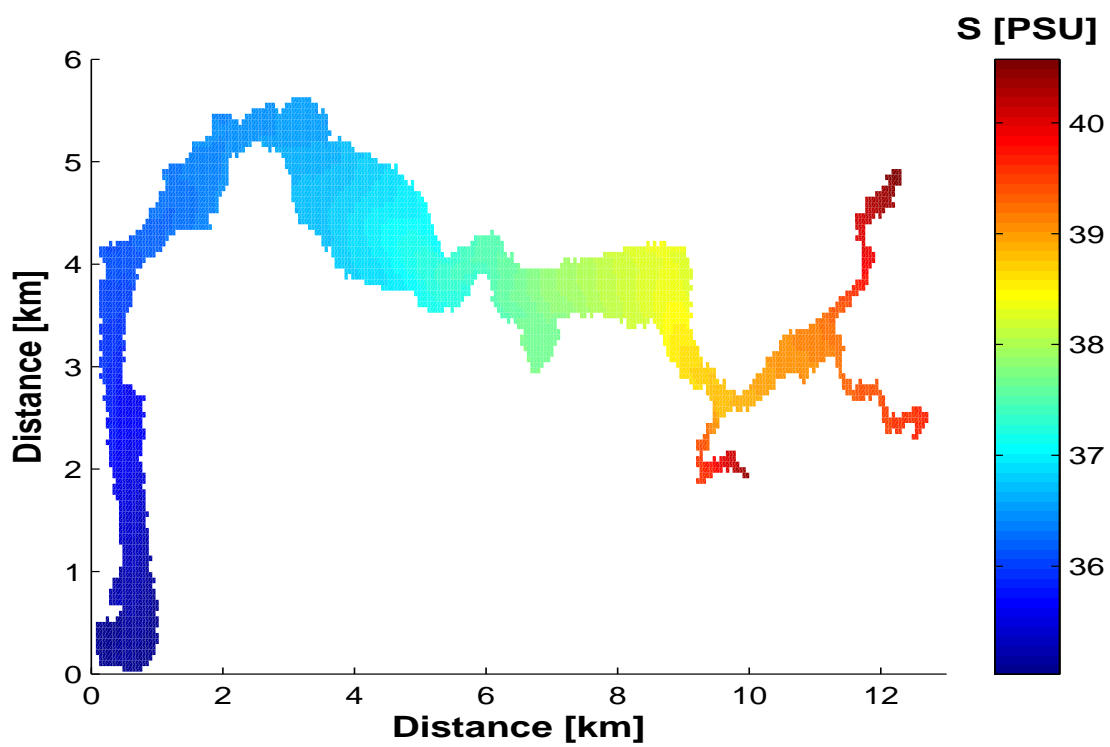


(a) Enero

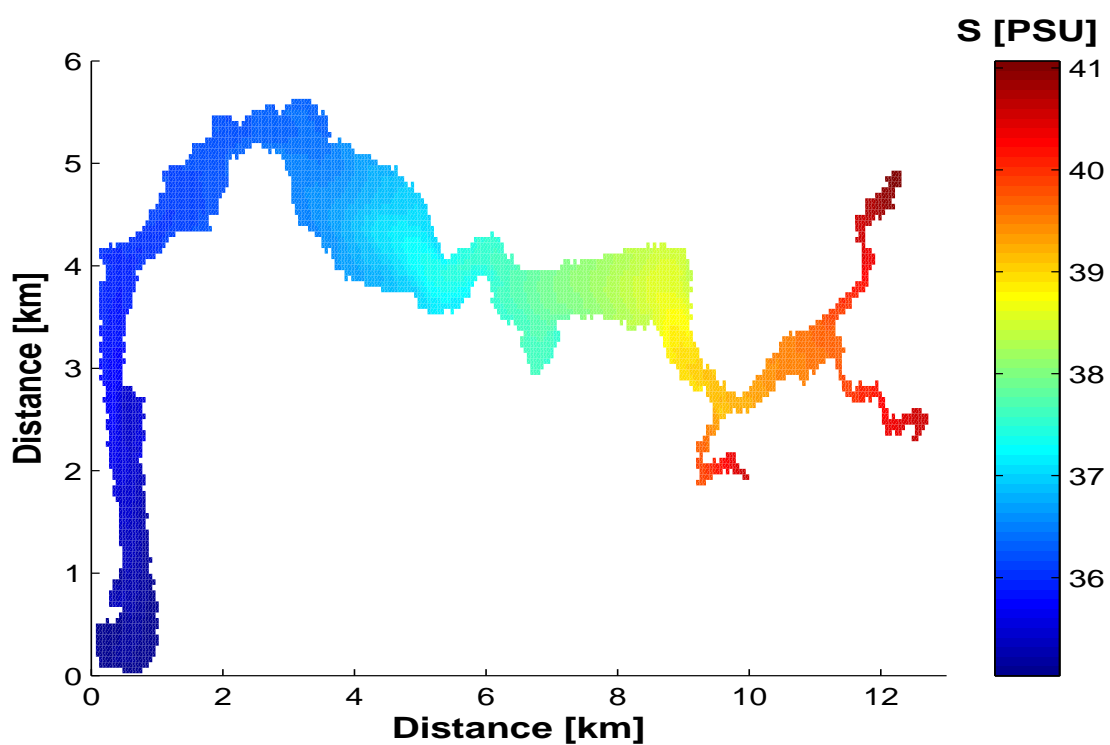


(b) Febrero

Figura 2.13: Salinidad promedio mensual para los meses con valores más bajos (PSU).



(a) Mayo



(b) Junio

Figura 2.14: *[Salinidad promedio mensual para los meses con los valores más altos (PSU).*

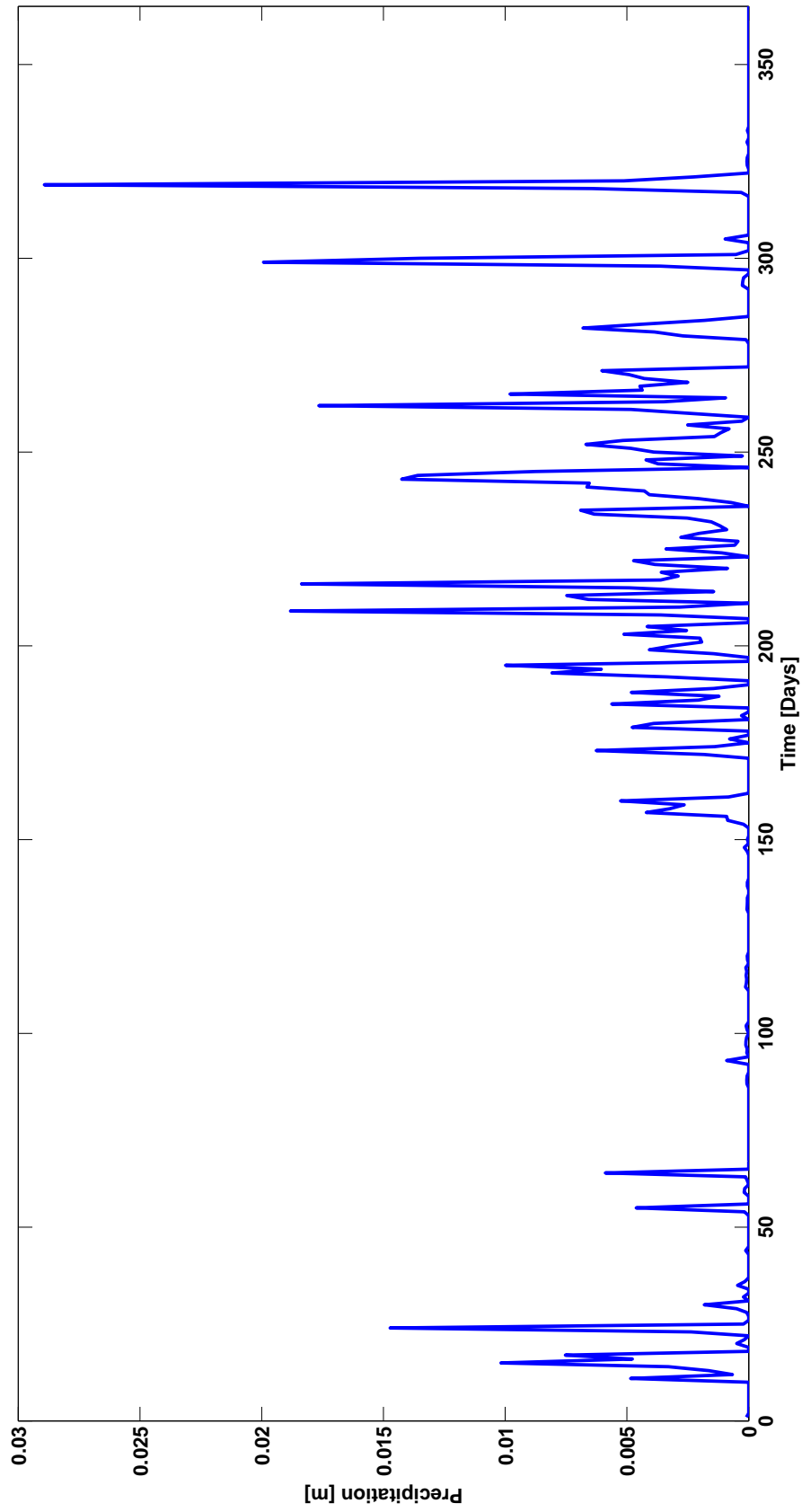


Figura 2.15: Forzamiento de precipitación total, datos obtenidos del *ERA-interim*.

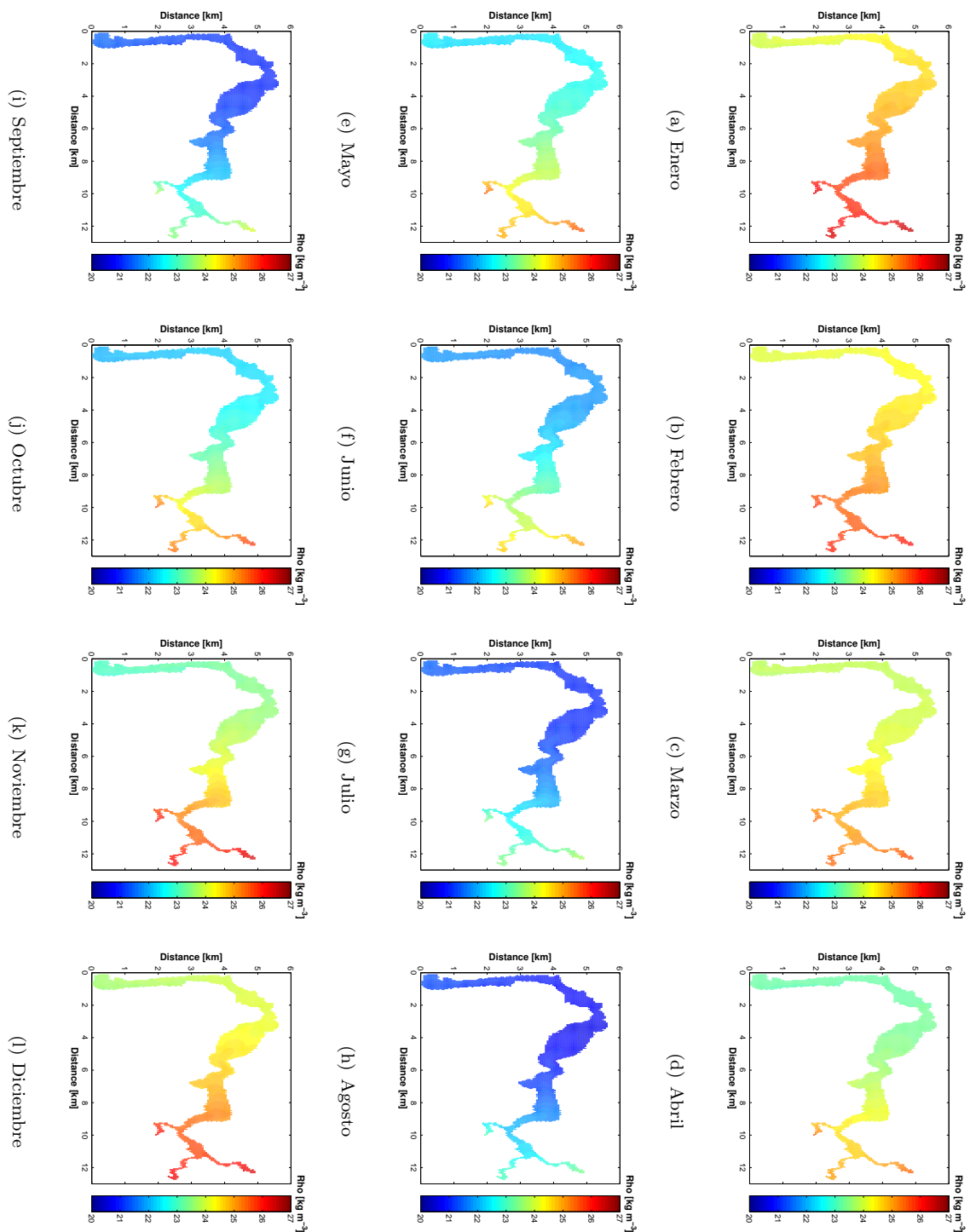
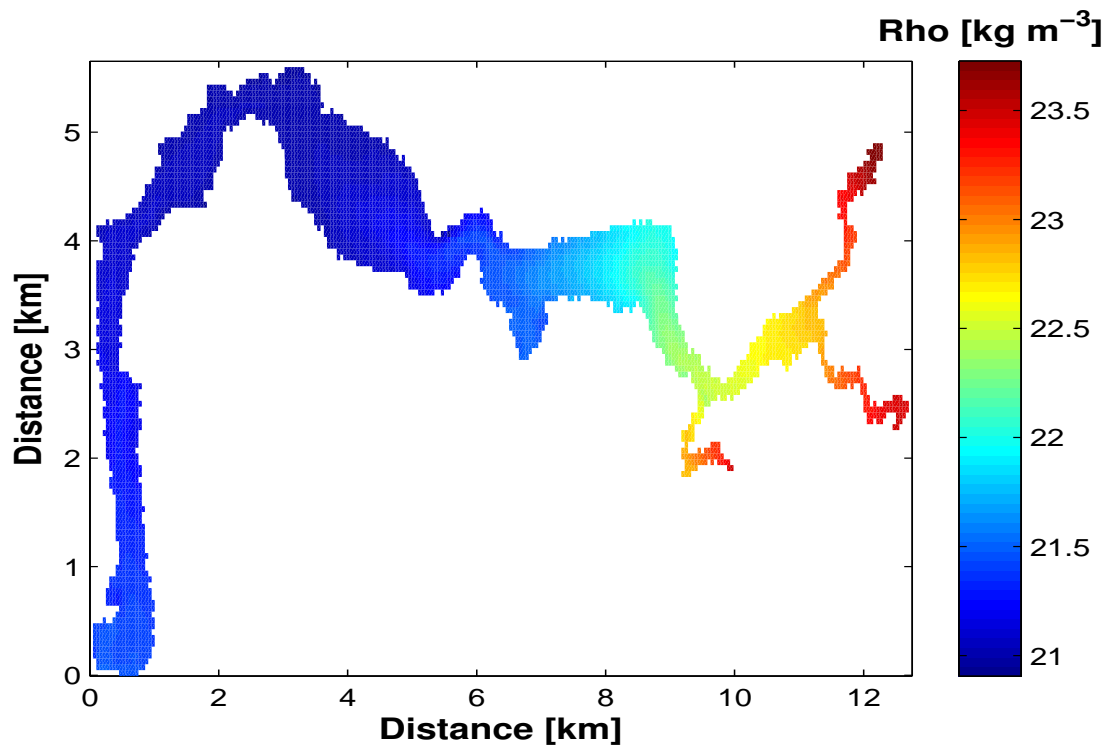
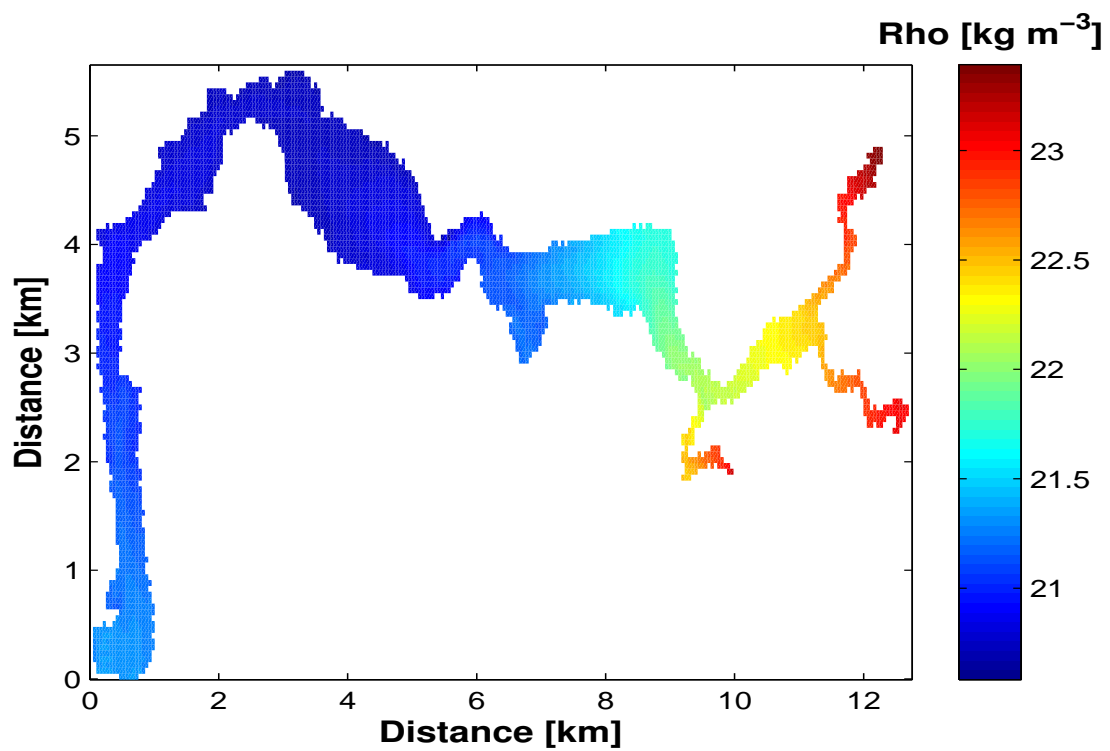


Figura 2.16: Densidad promedio mensual durante meses con los valores más bajos.

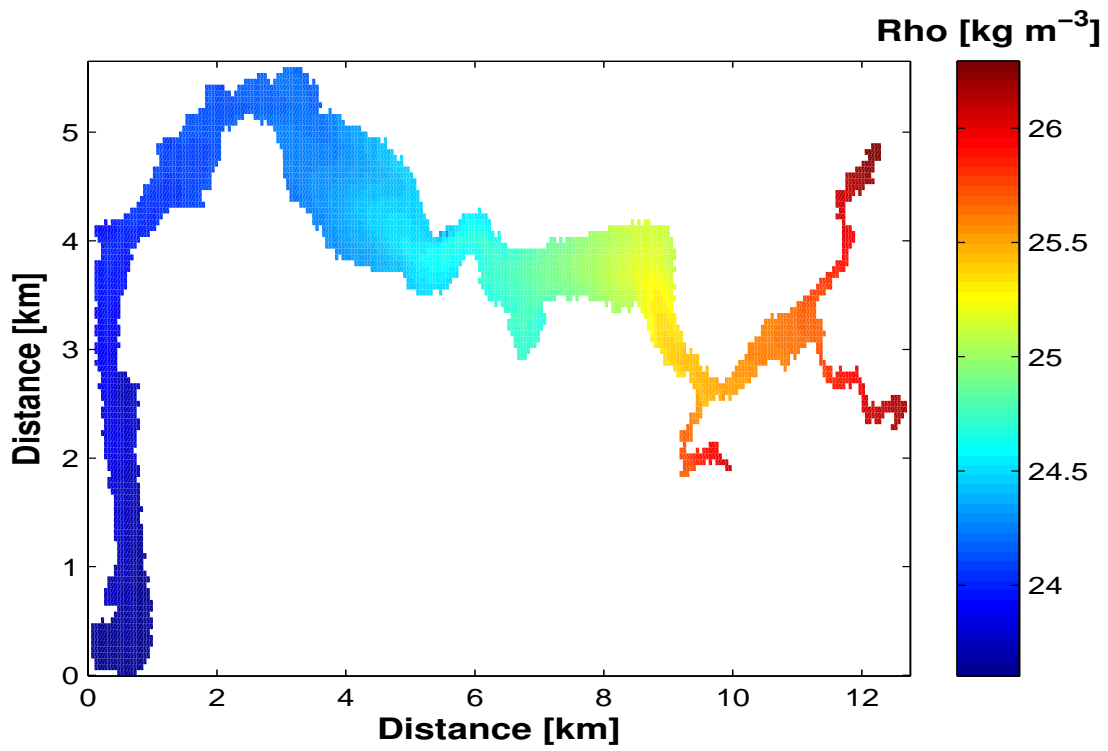


(a) Julio

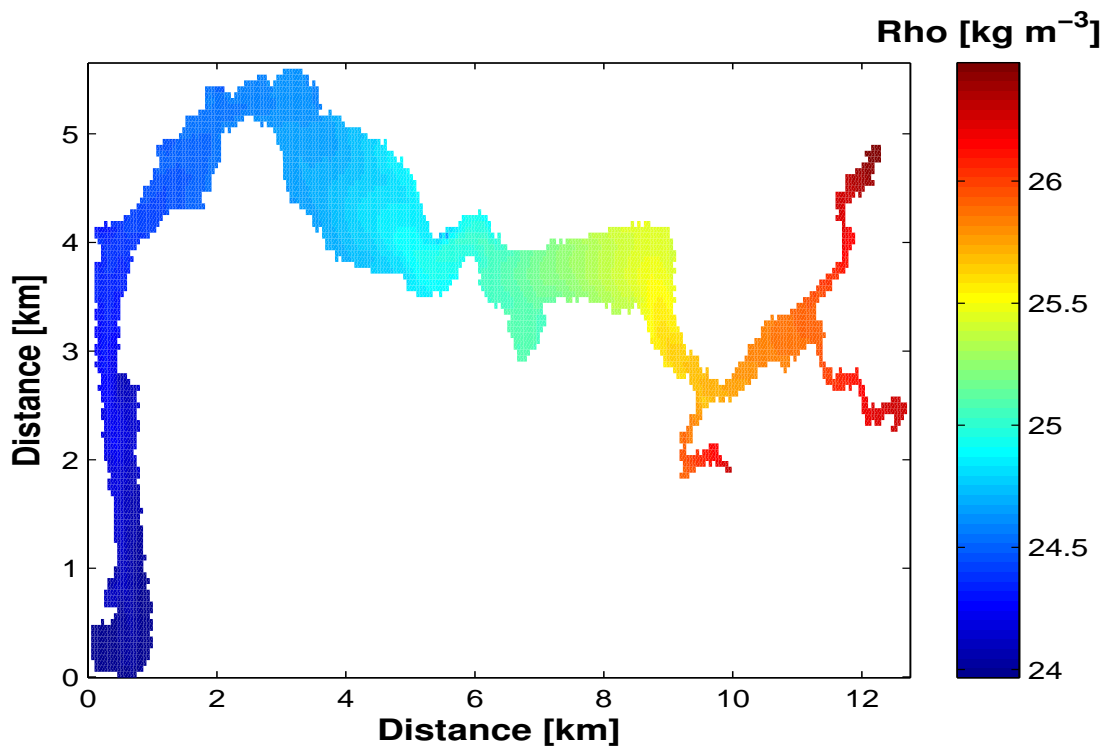


(b) Agosto

Figura 2.17: *Densidad promedio mensual durante meses con los valores más bajos.*



(a) Diciembre



(b) Enero

Figura 2.18: *Densidad promedio mensual durante meses con los valores más bajos.*

Capítulo 3

Impacto de la planta termoeléctrica en la calidad del agua

3.1. La contaminación térmica en los ecosistemas acuáticos

La temperatura es un factor preponderante en el mantenimiento de los ecosistemas, su modificación puede impactar directamente en la calidad de agua y en el desarrollo de los organismos.

En México más del 65 % de la electricidad se produce por procesos termoeléctricos (SENER, 2012), lo que implica una alta producción de energía térmica residual. Además, se proyecta un aumento en la necesidad de producción de energética nacional, lo cual resultara, si no se cambia el esquema producción, un aumento de residuos térmicos; lo que hace prioritario la evaluación de los impactos térmicos actuales y contar con modelos que permitan hacer proyecciones de los escenarios futuros.

En lo que respecta a los ecosistemas acuáticos, los efectos de la temperatura sobre los seres vivos son muy variados; diferentes tipos de animales y plantas pueden sobrevivir a diversos rangos de temperatura, cada especie cuenta con una capacidad genética para tolerar los cambios de temperatura.

Sin embargo, los efectos de la temperatura pueden clasificarse como: letales, controlados, directos e indirectos (Langford, 2001). Todos estos efectos son importantes al evaluar el impacto térmico, y definirse de la siguiente manera:

- **Letal:** Alta o baja temperatura por la cual un organismo muere en un tiempo finito. Dentro de los límites genéticos, la temperatura letal de un organismo depende de muchos factores como: la aclimatación, la tasa de cambio de temperatura, el estado fisiológico (salud) del organismo y los mecanismos adaptativos
- **Controlados:** temperaturas por debajo de las letales, las cuales afectan a los procesos biológicos, *v. gr.* crecimiento, consumo de oxígeno, procesos digestivos o de reproducción. En general, la mayoría de los organismos presentan una tendencia a aumentar su actividad metabólica con el aumento de temperatura hasta un umbral a partir del cual se reduce rápidamente
- **Directas:** Temperaturas que producen cambios de comportamiento: movimientos o migración. Muchos de estos efectos han sido demostrados ampliamente con experimentos pero los efectos *in situ* no se siempre son claros

- Indirectas: Son temperaturas que no afectan directamente al organismo pero sí lo hacen modificando otro agente, por ejemplo disminuyendo las concentraciones de oxígeno (Figura. 3.1), o modificando las interacciones depredador-presa. La temperatura actúa de manera sinérgica con sustancias tóxicas, estos efectos pueden ocurrir dentro de las plumas térmicas de las aguas de enfriamiento industriales, las cuales contienen una alta concentración de cloro¹.

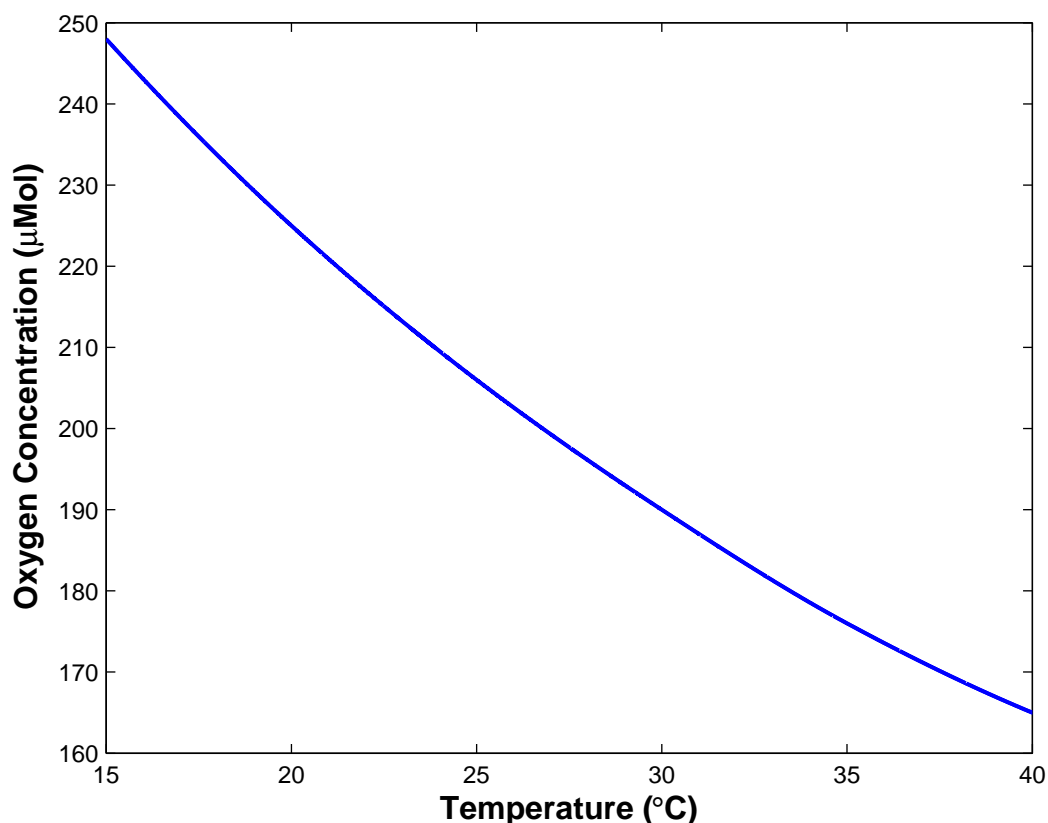


Figura 3.1: Solubilidad del oxígeno del agua mar a presión atmosférica de un bar.

Debido a esto, se han realizado diferentes estudios acerca del impacto térmico en los ecosistemas acuáticos:

A este respecto, [Warner \(2012\)](#) estudió el impacto de 17 termoeléctricas establecidas alrededor del Río Durance y su influencia aguas abajo en la Laguna de Berre, Francia. El autor informa de una reducción significativa de los hábitats en el río. Entre los que está la pérdida de los pastos marinos que sirven como hábitats para la fauna. Finalmente, el autor informa que “el camino para la recuperación de los ecosistemas es largo y complejo” y requiere de un cambio institucional, así como de una extensa investigación para documentar la degradación de los ecosistemas.

[Ingleton y McMinn \(2012\)](#) realizaron un estudio multidisciplinario para evaluar el impacto de las descargas de una planta de hidroeléctrica en el Lago Macquarie, Australia. Los autores estudiaron diatomeas bénticas, la calidad de agua, imágenes de satélite y las variaciones de temperatura, sus resultados muestran que la pluma térmica afecta a los ecosistemas bentónicos, la cual alcanza profundidades de 5 m. Además, los análisis multivariados muestran que las diferencias entre las especies pueden ser explicadas por los gradientes de

¹El agua de enfriamiento suele ser tratada con hipoclorito de sodio con el propósito de evitar las incrustaciones dentro de las tuberías.

temperatura, amonio, NO_x y selenio. Por otra parte, las imágenes de satélite muestran que los gradientes de temperatura superan los 7°C sobre la temperatura base, presentándose los máximos en el invierno; sin embargo, los registradores de temperatura midieron los máximos en otoño y después en invierno. Para terminar, los autores indican que es importante considerar la estacionalidad al evaluar los efectos de las plumas térmicas en los ecosistemas receptores.

Schneider (1981) estudió los cambios en las algas marinas producidos por el impacto de las aguas de enfriamiento provenientes de una planta nuclear en el Estuario Long Island Sound, EUA. El autor informa que las temperaturas de sobre calentamiento alcanzan en promedio los 10°C por arriba de la temperatura local, y que sólo el 58 % de las especies pueden sobrevivir a temperaturas que exceden los 30°C . Además, sólo seis de las 49 especies estudiadas pudieron sobrevivir a periodos prolongados de altas temperaturas. Finalmente, el autor informa que a temperaturas menores a 27°C , el número de *taxa* es independiente de ésta. No obstante, a temperaturas mayores existe una correlación negativa entre número de *taxa*, y puede alcanzar incluso un mínimo de 3 especies.

Hein y Koppen (1979) estudiaron los cambios en la diversidad y la estructura de las comunidades de diatomeas del perífiton debido al impacto térmico de las aguas de enfriamiento provenientes de una planta nuclear en Lacey Township, New Jersey, EUA. Los autores informan que es difícil determinar la respuesta de los taxones individuales a los cambios de temperatura; sin embargo, cuando se compara la zona impactada con una de referencia, se pueden observar cambios en el conjunto de las especies, en general la zona impactada presenta menos especies con valores más bajos en los índices de biodiversidad y mayor redundancia. También informan de que el estrés térmico por arriba de la temperatura crítica² por cortos periodos de tiempo, puede degradar las estructuras de las comunidades.

En lo que respecta al impacto térmico sobre el fitoplancton, Chuang et al. (2009) estudiaron los efectos de las aguas sobre calentadas y con alta concentración de cloro provenientes de una planta nucleoelectrica en Kalpakkam en la costa Este de India. Los autores informan que la productividad del fitoplancton es altamente afectada por el cloro residual y que la productividad del perífiton es afectada por la altas temperaturas.

En este mismo sentido, Poornima et al. (2005) estudiaron los efectos de los efluentes térmicos provenientes de una planta hidroeléctrica localizada en la costa Este de India, los cuales fueron estudiados mediante experimentos de laboratorio y muestras obtenidas en el campo. Los autores informan que la concentración de fitoplancton y clorofila decrecen en la zona receptora de las aguas sobre calentadas, y que la concentración de clorofila se recupera significativamente en la zona de mezcla. Además, los autores informan que las altas temperaturas y elevadas concentraciones de cloro presentan un efecto sinérgico sobre la concentración de clorofila reduciéndola considerablemente. Sin embargo, los autores concluyen que los impactos sobre el fitoplancton provocados por las aguas de descarga de la termoeléctrica son localizados, y por lo tanto la distribución y abundancia del fitoplancton en las aguas costeras no son afectadas *per se*.

3.2. La Planta Termoeléctrica Aceves Pozos

Una de las principales perturbaciones que afectan al Estero de Urías es la intrusión de agua sobre calentada proveniente de la Planta Termoeléctrica (Villalba, 1989), la cual fue fundada en 1976, en ese entonces contaba con una potencia 3.9×10^4 kW. Sin embargo, para los años 1976 y 1980 se adicionaron dos unidades de operación que aumentaron la potencia a 6.16×10^5 kW, con esto la planta alcanza una capacidad de producción energética de 3476 GW y^{-1} .

²Temperatura por debajo ó por encima de la cual un proceso fisiológico sufre daños irreversibles y el organismo muere.

La [Planta Termoeléctrica](#) sobre calienta las aguas de 2 °C a 6 °C sobre la temperatura local, estos desechos térmicos son descargados con un flujo de $7.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Si se toma en cuenta que el rango máximo de temperatura para el [Estero de Urías](#) oscila entre los: 30 °C y 32 °C, el sobrecalentamiento de las aguas puede alcanzar, en los meses más calurosos, las temperaturas entre los 32 °C y 38 °C ([SEMARNAT, 2004](#)); estas altas temperaturas pudieran afectar la calidad de agua del ecosistema.

Se han realizados pocos estudios acerca del impacto térmico en el [Estero de Urías](#); destaca el trabajo de [Ferrando y Mendez \(2011\)](#), quienes estudiaron la distribución espacial y temporal de los anélidos y su relación con diferentes variables ambientales. Los autores informan de que la zona receptora de los efluentes de la [Planta Termoeléctrica](#) es una zona temporalmente perturbada, es decir que los impactos son estacionales. Es así que en el mes de febrero (temporada fría) no se registra impacto de la termoeléctrica; en cambio en el mes de agosto, (temporada cálida) se registran bajos valores en los parámetros biológicos con predominancia de dos especies, este fenómeno se debe a la acción combinada de las altas temperaturas ambientales y el sobrecalentamiento. En este mismo sentido, los autores determinan que las altas temperaturas inducen a una incremento en la tasa de degradación de la materia orgánica y una disminución de oxígeno. Para terminar, los autores concluyen que las descargas de la [Planta Termoeléctrica](#) inducen a cambios en la composición de los sedimentos y la fauna bentónica.

Por otra parte, [Ruiz-Fernández et al. \(2009\)](#) informan en la zona receptora de las descargas de la [Planta Termoeléctrica](#), los sedimentos existe un enriquecimiento de Cd, Cu y Pb, y un aumento considerable de Hg desde 1968, dos años después de la puesta en marcha de la [Planta Termoeléctrica](#), incluso en el núcleo obtenido en la zona de los manglares, la cual está alejada de las descargas directas; por lo anterior, los autores concluyen que: la fuente de contaminación de Hg es atmosférica y que el principal aporte es la quema de combustible por parte del [Planta Termoeléctrica](#).

3.3. Metodología

Como se explicó en los capítulos anteriores, el [Estero de Urías](#) es impactado por los efluentes de la [Planta Termoeléctrica](#), por lo que en el presente se trabajo, se implementó de un modelo termodinámico acoplado al hidrodinámico, el cual permite calcular la zona de sobrecalentamiento y los cambios de densidad, y además determinar la estacionalidad de las perturbaciones. A continuación se explica la metodología utilizada para simular los flujos de calor al [Estero de Urías](#) y como el [sbPOM](#) resuelve el intercambio de calor entre las fronteras, y en la interfase agua-aire.

3.3.1. Flujo de energía térmica

La simulación de las descargas de agua caliente provenientes de la [Planta Termoeléctrica](#) se realizaron como un flujo constante de $7.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de agua por la frontera superficial, en el punto del *grid* que corresponde a la ubicación [Planta Termoeléctrica](#); la temperatura del agua sobre calentada corresponde con la temperatura local del [Estero de Referencia](#) más cinco grados centígrados, lo que corresponde al promedio de temperatura de calentamiento.

3.3.2. Forzamientos atmosféricos

La frontera superficial fue configurada para reproducir los flujos de calor, masa y momento entre la superficie del [Estero de Urías](#) y la atmósfera. El modelo hidrodinámico es forzado por los flujos atmosféricos obtenidos a partir de los datos del modelo [ERA-interim](#).

El Modelo ERA-interim es desarrollado por la *European Centre for Medium-Range Weather Forecast* (ECMWF) (ERA-interim). La resolución temporal de los forzamientos atmosféricos es de 6 horas; para la resolución espacial, debido a la alta resolución que se necesita para simular el Estero de Urías, se sólo un punto del dominio del ERA-interim, el cual cuenta con una resolución máxima de 0.25° .

Los datos atmosféricos fueron interpolados linealmente en el tiempo para ser usados a cada paso de tiempo del modelo (4s), los datos interpolados son entradas del esquema acoplado aire-agua, el cual simula los procesos que se llevan acabo en la interfase. Las variables atmosféricas utilizadas en el presente trabajo son:

- Temperatura del aire a 2 m de altura, T_{air} (K).
- Punto de rocío a 2 m de altura, T_{dew} (K).
- La componente Norte de la velocidad a 10 m de altura, W_y (m s^{-1}).
- La componente Este de la velocidad a 10 m de altura, W_x (m s^{-1}).
- La cubierta total de nubes, Cld (décimas).
- Total de la precipitación diari, Prc (m).

La resolución de los flujos de calor, masa y momento en la interfase aire-agua son explicadas en la siguiente sección.

3.3.3. Flujo de calor en la frontera superficial

El flujo neto de calor (Q_T , W m^{-2}) en la superficie del estuario es calculada por la suma de la radiación de onda corta (Q_S), más la radiación de onda larga (Q_B), el calor sensible (Q_H) y el calor latente (Q_E). Donde los términos son positivos cuando la atmósfera gana energía y negativos cuando la energía es obtenida por el estuario:

$$Q_T = Q_S + Q_B + Q_H + Q_E$$

En los océanos la **radiación de onda corta** (Q_S) es la principal entrada de calor por la superfice, y es calculada a partir de la formula de Reed (1977):

$$Q_S = Q_{Stot} (1 - 0.62Cld + 0.0019\beta) (1 - \alpha)$$

Donde: Q_{Stot} es toda la luz que recibe la superficie del cuerpo de agua con cielo despejado, β la altitud del mediodía solar en grados y α es el albedo superficial calculada como una función del ángulo cenital (Payne, 1972). Q_{Stot} es calculada a partir de Q_{dir} (radiación solar directa) y Q_{dif} (radiación difusiva del cielo) (Rosati y Miyakoda, 1988):

$$Q_{Stot} = Q_{dir} + Q_{dif} = Q_0 \tau^{sec} z + \frac{[(1 - A_o) Q_0 - Q_0 \tau^{sec} z]}{2}$$

La radiación solar en lo alto de la atmósfera (Q_0) ha sido calculado en función de: la latitud, longitud y el tiempo, usando parámetros astronómicos de las *tablas meteorológicas del Smithsonian*. El parámetro τ

(0.7) representa el coeficiente de transmisión atmosférica, A_0 es el vapor de agua más la absorción del ozono (0.09) and z es el ángulo cenital en grados.

La **radiación de onda larga** (Q_B) es calculada a partir de la fórmula de Bignami et al. (1995). Esta fórmula fue obtenida con método de regresión estadística aplicada a datos experimentales obtenidos en el Mediterráneo en diferentes épocas:

$$Q_B = \epsilon \sigma T_{sea}^4 - [\sigma T_{air}^4 (0.653 + 0.00535 e_A)] (1 + 0.1762 C l d^2)$$

Donde:

- ϵ es la cociente de emisividad del océano (0.97)
- σ es la constante de Stefan-Boltzman ($5.67 \times 10^{-8} \text{ kg s}^{-3} \text{ K}^{-4}$)
- T_{sea} es la temperatura superficial calculada a partir del modelo,
- e_A (mbar) es el presión de vapor en la atmósfera

$$e_A = r_{hum} e_{sat} (T_{air})$$

Donde, $e_{sat} (T_{air})$ (mbar) es la presión atmosférica de saturación, la cual se calcula con una función polinomial dependiente de la temperatura del aire (Lowe, 1977). El porcentaje de humedad relativa (r_{hum}), se calcula a partir de los datos de temperatura del aire y el punto de rocío, a dos metros del nivel del mar.

$$r_{hum} = \frac{e_s (T_{dew})}{e_s (T_{air})} * 100$$

La presión de vapor e_s a la temperatura T (°C) se obtiene con la formula de Bolton (1980):

$$e_s (T) = 6.112 \exp \left(\frac{17.67T}{T + 243.5} \right)$$

Los términos **calor sensible** (Q_H) y **calor latente** (Q_E) fueron calculados con el conjunto de formulas aerodinámicas:

$$Q_H = \rho_A C_p C_H \mathbf{V} (T_{sea} - T_{air})$$

$$Q_E = \rho_A L_E C_E \mathbf{V} [e_{sat} (T_{sea}) - r_{hum} e_{sat} (T_{air})] \frac{0.622}{P_{atm}}$$

Donde, ρ_A es la densidad del aire húmedo calculada con la función de la temperatura del aire y la humedad relativa, C_p es la capacidad calorífica del aire (considerada como un valor constante a $1005 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$), L_E (J kg^{-1}) es el calor latente de vaporización, la cual esta en función de la temperatura del agua superficial (Gill, 1982), \mathbf{V} es la velocidad del viento a 10 m sobre el nivel del mar, y se calcula con: $\mathbf{V} = \sqrt{W_x^2 + W_y^2}$. los coeficientes de intercambio turbulento C_H y C_E se estiman en términos de las diferencias de temperatura aire-agua y el velocidad del viento, tomando en cuenta el índice de estabilidad atmosférica (Kondo, 1975).

3.3.4. Transferencia de masa a través de la frontera superficial

El flujo de agua fresca, WF (mks^{-1}), y su relación con el flujo de sal ³ SF ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), pueden ser obtenidas a partir de la diferencia entre la evaporación (E) y la precipitación (Prc):

$$WF = (E/\rho_w) - Prc$$

$$SF = (E - Prc) * (S_{inp} - S_{sea})$$

Donde, ρ_w (kg m^{-3}) es la densidad del agua, S_{sea} es la salinidad, obtenidas a partir del modelo hidrodinámico y S_{inp} es salinidad del agua intercambiada entre el aire y el agua, impuesta en cero. El coeficiente de evaporación E ($\text{Kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$) es calculado a partir del calor latente Q_E y el calor latente de vaporización L_E usando:

$$E = \frac{Q_E}{L_E}$$

3.3.5. El momento en la frontera superficial

Aunque la hidrodinámica del Estero de Urías está gobernada principalmente por las mareas, el modelo toma en cuenta la transferencia del momento desde la atmósfera, la cual es calculada a partir de los componentes del viento $\tau_{x,y}$ (N m^{-2}) actuando sobre la superficie:

$$\tau_x = \rho_A C_D \mathbf{V} W_x$$

$$\tau_y = \rho_A C_D \mathbf{V} W_y$$

Donde, C_D es esfuerzo de corte, y se calcula con una función dependiente de la velocidad del viento y las diferencias de temperatura en la interfase agua-aire por medio de una aproximación polinomial (Hellerman y Rosenstein, 1983).

3.3.6. Frontera lateral abierta

El flujo de temperatura en la frontera lateral abierta está controlada por las mareas astronómicas, las cuales fueron descritas en la sección 2.1.12.

Por otra parte, la temperatura de flujo de entrada del modelo fue impuesta como una constante, la cual corresponde a la temperatura promedio anual del Estero de Urías.

3.4. Resultados de la simulación del impacto de la planta termoeléctrica

En la figura 3.2 se presentan la temperatura promedio mensual de la zona impactada por la Planta Termoeléctrica en el Estero de Urías, y en la tabla 3.1 se enlistan los máximos de temperatura simulados (promedio mensual) en la zona receptora de las aguas de enfriamiento.

³ Asumiendo que las Unidades Prácticas de Salinidad (PSU adimensionales) pueden ser usadas como un equivalente de concentración de sal (Kg m^{-3})

Mes	Temperatura [°C]
Enero	22.95
Febrero	23.38
Marzo	25.39
Abril	28.65
Mayo	32.15
Junio	34.57
Julio	36.17
Agosto	36.67
Septiembre	35.88
Octubre	31.92
Noviembre	27.24
Diciembre	24.21

Tabla 3.1: *Máximos temperatura provocados por la descargas de la Planta Termoeléctrica, promedios mensuales.*

Los resultados indican que las máximas temperaturas se simulan en los meses de julio (36.17 °C) y agosto (36.67 °C) ; las mínimas en (enero) 22.95 °C y febrero (23.38 °C).

Estos máximos y mínimos corresponden a los meses con las más altas y bajas temperaturas, respectivamente. Los resultados son coherentes, ya que, como se indico en la sección 3.2, la Planta Termoeléctrica sobrecalienta en aproximadamente 5.0 °C la temperatura local.

Los resultados indican que el impacto de la Planta Termoeléctrica es localizado, el sobrecalentamiento máximo es de $\sim 2.0^{\circ}\text{C}$, esta temperatura sólo se registra en el caja que corresponde a la salida de los efluentes, este incremento decae rápidamente, de tal manera que la caja contigua al punto receptor Planta Termoeléctrica, el valor de temperatura sólo presenta un aumento de $\sim 1.0^{\circ}\text{C}$ sobre de la temperatura local.

En general, la pluma térmica se encuentra en aproximadamente dentro 1.0 km del punto de descarga, con un aumento en promedio de $\sim 1.0^{\circ}\text{C}$ sobre la temperatura local

La forma de la pluma térmica también indica que durante todo el año, las aguas de sobrecalentamiento casi no afectan la linea de costa enfrente a la salida de la Planta Termoeléctrica, esto indica que las corrientes principales en esa zona son paralelas a las lineas de costa, y que existe poco transporte lateral a éstas.

Además, se observa que para los meses más fríos (Figuras 3.2(k), 3.2(l) y 3.2(a)), la pluma térmica se une con las aguas que provienen de la Zona del Puerto, esto se debe a que en esta época del año, las aguas estero arriba son más frías que las que entran por la frontera lateral. Este efecto se invierte en los meses más cálidos (Figuras 3.2(f), 3.2(g) y 3.2(h)), en esta época las aguas cálidas provenientes de la Cabeza Lagunar se unen con las aguas de sobrecalentamiento.

3.5. Discusión de resultados de la termoeléctrica

La Planta Termoeléctrica descarga las aguas de enfriamiento en la Zona Intermedia del Estero de Urías, y como se explicó en la sección 2.3, esta zona presenta una velocidad de corriente relativamente alta

($8.3 \times 10^{-1} \text{ m s}^{-1}$), y es influenciada por las aguas provenientes del [Zona del Puerto](#) y la [Cabeza Lagunar](#).

Esta localización permite que las aguas de enfriamiento de la [Planta Termoeléctrica](#) se disipen de forma relativamente rápida, lo que abate la temperatura de sobrecalentamiento en la zona de descarga, de un incremento simulado de 5.0°C en el flujo de entrada, mientras que el máximo local ronda los $\sim 2.0^\circ\text{C}$, y este valor sólo ocurre en la zona receptora.

Después de que esta temperatura se disminuye hasta $\sim 1.0^\circ\text{C}$. La pluma térmica que alcanza $\sim 1.0 \text{ km}$ estero arriba y abajo de salida de los efluentes.

Por otra parte, los resultados indican que el sobrecalentamiento de las aguas está determinado por el aumento de las temperaturas locales, y, al ubicarse en la [Zona Intermedia](#), se encuentra altamente influenciado por las aguas cálidas provenientes de la [Zona del Puerto](#) para los meses fríos, y la [Cabeza Lagunar](#) en los meses cálidos.

Los resultados indican que el impacto térmico de la [Planta Termoeléctrica](#) sobre la biota es localizado y estacional, sólo en los meses cálidos se puede llegar a presentar temperaturas que afecten directamente a los seres vivos. Además únicamente en esta época se superan los 40.0°C , temperatura máxima permisible por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Tabla 6.1).

Lo anterior concuerda con lo reportado por (Ferrando y Mendez, 2011), quienes informan que la zona receptora de los efluentes de la [Planta Termoeléctrica](#) se encuentra temporalmente perturbada, es decir que los impactos son estacionales, y que en el mes de febrero (temporada fría) no se registra impactos provocados por la termoeléctrica, para esta época, el modelo muestra un sobrecalentamiento máximo de 23.38 ; en cambio en el mes de agosto, (temporada cálida) se registran bajos valores en los parámetros biológicos, el modelo simula un sobrecalentamiento de 36.67°C , el más alto del año.

En resumen, los resultados de la simulación indican que el impacto directo de la [Planta Termoeléctrica](#) se localiza en la zona receptora de las aguas de refrigeración del sistema generador y que sólo en los meses cálidos la temperatura puede afectar directamente a la biota. No obstante estos resultados, no es posible descartar los impactos indirectos de las descargas de agua sobrecalentada en los meses fríos, sobre todo por los posibles efectos sinérgicos con las altas concentraciones de hipoclorito de sodio de las aguas de enfriamiento.

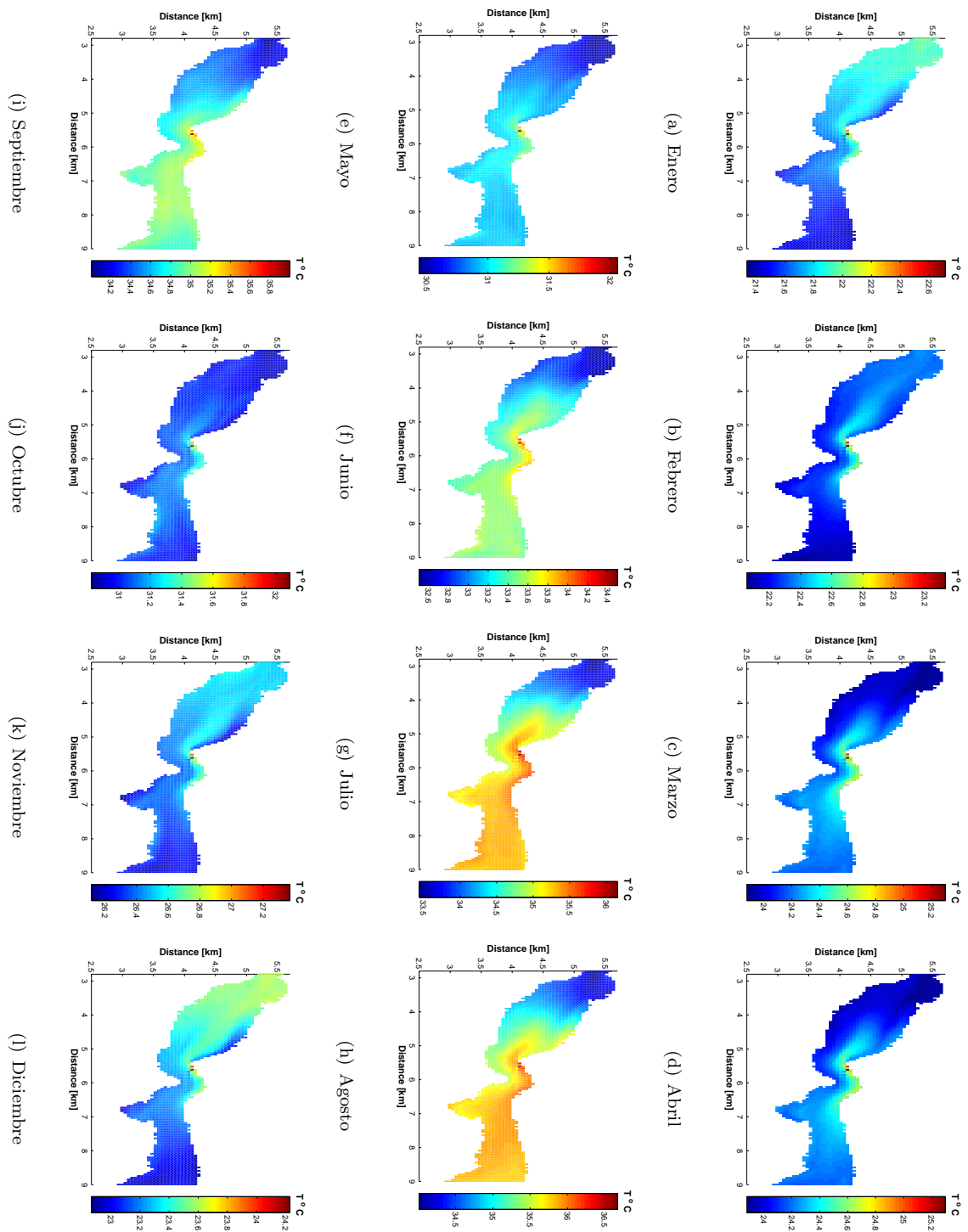


Figura 3.2: Resultados de la temperatura en la zona receptora de las aguas de la Planta Termoelectrica, unidades en $^{\circ}\text{C}$.

Capítulo 4

Modelado de trazadores conservativos

Con el objetivo de determinar el impacto de las descargas de la Granja Camaronícola en el Estero de Urías, en el presente trabajo se simularon las adiciones de un Trazador que sólo es afectado por la advección y difusión (Trazador Conservativo) con una concentración equivalente al nitrógeno descargado por la Granja Camaronícola en un ciclo de cultivo; además se simuló un Trazador que acumula tiempo a cada paso del modelo (Trazador de Edad), el cual permite determinar las diferentes zonas de recambio. En las siguientes secciones se describe la metodología utilizada para el trazador conservativo y el de edad, así como los resultados obtenidos en la simulación.

4.1. Trazadores conservativos

Un trazador es aquel agente que permite seguir una ruta de un proceso o reacción, en la oceanografía se definen dos tipos de trazadores: conservativos y no conservativos.

Los trazadores conservativos son aquellos que no sufren ningún tipo interacción química o biológica, sólo presentan cambios debidos a la advección y a la difusión, y por fenómenos de evaporación-precipitación. Es por esto que los trazadores conservativos son muy útiles para describir la dinámica en un cuerpo de agua. Desafortunadamente, en la realidad existen pocos solutos que presenten dichas características, en la oceanografía la temperatura y la salinidad se describen como trazadores conservativos. Sin embargo, en los cuerpos de agua costeros existen procesos de termodinámicos que impiden el uso de la temperatura como trazador conservativo.

Por el contrario de la realidad, los modelos se pueden simular solutos que no presentan ninguna de reacción, los cuales pueden ser agregados en cualquier punto y tiempo del dominio con concentraciones que equivalentes a las descargas de contaminantes reales. Por lo anterior, la simulación de trazadores conservativos es una de las principales aplicaciones de los modelos ecológicos como herramientas de gestión.

4.2. Metodología

4.2.1. Ecuaciones para los trazadores

En el estudio de la mecánica de fluidos se considera que un fluido no presenta discontinuidades en el espacio que ocupa, ignorando la estructura molecular y sus agregados. Además, cada punto de espacio

está caracterizado por un conjunto de propiedades, las cuales pueden ser descritas como un escalares o vectores, y su distribución espacial se conoce como **campos**, *v. gr.* el campo de temperatura.

Una propiedad escalar se describe por un número, que depende de las unidades seleccionadas; temperatura, salinidad y el oxígeno son algunos ejemplos de cantidades escalares. Además, un vector se describe con una magnitud y una dirección; la velocidad, la aceleración y las fuerzas que actúan sobre una partícula son ejemplo de magnitudes vectoriales.

En esta sección se describen las ecuaciones que gobiernan la distribución de las propiedades escalares, las que denominaremos como trazadores, como éstas son incluidas dentro del modelo.

Las solutos son descritos por su concentración, los procesos que modifican la concentración pueden ser en dos tipos: procesos externos, los cuales sólo ocurren en las fronteras superficiales del fluido; y los procesos internos, los cuales ocurren en cualquier parte del fluido (Sverdrup et al., 1942).

Los procesos externos pueden introducir o extraer trazador (o calor) a través de la frontera. Los procesos internos, son reacciones químicas o biológicas que cambian la concentración de un trazador dentro de la parcela agua, por definición sólo los trazadores no conservativos presentan cambios internos.

La suma de estos dos procesos, los internos y externos, imponen los cambios de concentración en todo el fluido. Además, los procesos de advección y difusión son los controlan el balance de masa neto dentro de la parcela de agua.

Las ecuaciones que describen la distribución de los trazadores conservativos y no conservativos en un volumen discreto, pueden ser escritas de forma Euleriana de la siguiente manera:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_v \frac{\partial c}{\partial z} \right) + R \quad (4.1)$$

Donde c es un trazador genérico. El lado izquierdo de la ecuación representa los cambios locales y los tres términos los procesos advectivos. El lado derecho de la ecuación representa los procesos de difusión, y K_h , K_v son los coeficientes de difusión horizontal y vertical, respectivamente. Estos coeficientes fueron discutidos en la sección 2.1.3.

Además, el termino R en la ecuación 4.1 representa el comportamiento de los trazadores no conservativos (en caso de Trazador Conservativo $R=0$), el cual en el presente estudio se define por las ecuaciones del modelo biogeoquímico acoplado (sección 5.4).

4.2.2. Concentración del trazador conservativo

En el presente trabajo se utilizó un Trazador Conservativo, el cual representa la cantidad de nitrógeno descargado en un ciclo de la granja, es decir 1.11×10^8 kg N de nitrógeno descargado. El calculo de masa de N descargado por la granja se explican a detalle en la sección 5.1.

El Trazador Conservativo no es afectado ningún tipo de interacción biogeoquímica, ni se sedimenta. Su comportamiento es regido por la ecuación 4.1

4.2.3. El trazador de edad

Con el objetivo de determinar las diferentes zonas recambio, en el presente trabajo se simuló una Trazador de Edad ideal (England, 1995), el cual es descrito por la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial \tau}{\partial t} + u \frac{\partial \tau}{\partial x} + v \frac{\partial \tau}{\partial y} + w \frac{\partial \tau}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial \tau}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial \tau}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_v \frac{\partial \tau}{\partial z} \right) + \Theta \quad (4.2)$$

El Trazador de Edad τ se dispersa de la misma manera que los demás trazadores, pero con la diferencia de que a cada paso del modelo se le adiciona el mismo lapso de tiempo Θ . Además, la condición de frontera τ es igual a cero, lo que hace que las aguas cercanas al puerto tengan concentraciones bajas de τ , las cuales aumentarían estero arriba.

Es decir el campo de concentraciones del Trazador de Edad es un indicador del tiempo de recambio de las aguas dentro del Estero de Urías, además sirve para describir la dinámica en las diferentes zonas del estero.

4.3. Resultados de las simulaciones de los trazadores conservativos

Como se discutió en la sección 4.2, en el presente trabajo se utilizaron dos trazadores conservativos: Trazador Conservativo y Trazador de Edad, el primero tiene una concentración equivalente al nitrógeno descargado por la granja; el segundo acumula tiempo a cada paso del modelo, y en la frontera lateral abierta tiene una concentración igual a cero.

En la siguiente sección se presentan los resultados de las simulaciones para los trazadores conservativos.

4.3.1. Resultados de las simulaciones del trazador de edad

En la figura 4.1 se muestran los resultados del Trazador de Edad para el año en que se simuló las descargas de la granja para las principales zonas del Estero de Urías: Zona del Puerto, Zona Intermedia y Cabeza Lagunar. En esta figura se puede observar que en todo el estero existen dos máximos y mínimos anuales, lo que concuerda con la variación estacional de las mareas (sección 2.2.1).

Los resultados de la simulación del Trazador de Edad muestran que la zona con el tiempo de recambio más bajo es la Zona del Puerto, con un rango mínimo que fluctúa entre los 6 y 9 días, y máximos que alcanzan entre los 16 y 20 días. Para la Zona Intermedia los mínimos se encuentran entre los 20 y 25 días, y los máximos entre los 40 y 45 días. Y para el Cabeza Lagunar se registran las aguas con las más altas edades con mínimos entre: 50 a 65 días, y máximos: 85 y 90 días.

En la tabla 4.1 se muestran los máximos del Trazador de Edad obtenidos a partir de promedios mensuales. Se observa que los meses con menos tiempo de recambio son los meses de enero, febrero y diciembre; por el contrario en los meses de mayo, junio y octubre es cuando la tasa de recambio del Estero de Urías es más baja, lo que produce valores del Trazador de Edad más altos.

Al observar los promedios mensuales del Trazador de Edad (figura 4.2), se observa como la Zona del Puerto es la más homogénea, el gradiente de edad en esta zona es de ~ 10 días. En cambio la Zona Intermedia es heterogénea con gradiente ~ 30 días. Para la Cabeza Lagunar el gradiente de edad en el mismo mes es de ~ 15 días.

Además, los resultados indican que para los canales secundarios: Estero Tributario y Estero Receptor, el valor simulado del Trazador de Edad es prácticamente el mismo, esto indica que los canales tienen el mismo

Mes	Trazador de edad [días]
Enero	76.2
Febrero	80.4
Marzo	83.4
Abril	94.2
Mayo	112.5
Junio	110.8
Julio	87.8
Agosto	83.5
Septiembre	94.7
Octubre	101.9
Noviembre	84.4
Diciembre	68.9

Tabla 4.1: *Valor máximo promedio mensual del Trazador de Edad (días)*

tiempo de recambio. Por otra parte el [Estero de Referencia](#) aunque muestra un valor un poco más bajo que los canales anteriores (~ 10 días menos), es también una zona de bajo recambio.

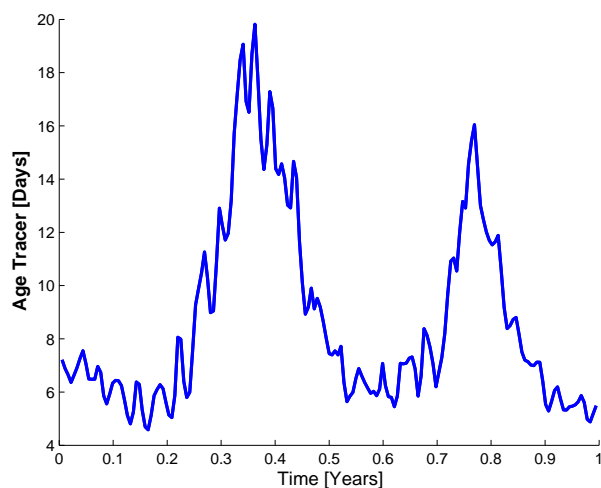
4.3.2. Resultados del Trazador Conservativo

Con el objetivo de encontrar si existen diferencias entre realizar las descargas de la granja en los diferentes ciclos de marea, en el presente trabajo se simuló la descarga de un trazador conservativo (sólo es afectado por la advección y la difusión) con una concentración equivalente al nitrógeno total desechado por la [Granja Camaronícola](#) durante 5 días.

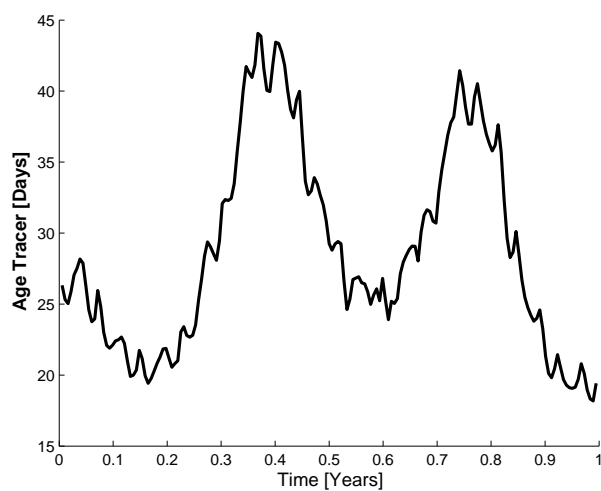
Los tiempos de las descargas se ilustran en la figura 4.3, como se puede observar, la diferencia en el forzamiento de la elevación entre una y otra descarga es de ~ 0.8 m.

En la figura 4.4 se muestran los resultados de los promedios diarios del Trazador Conservativo en: Escenario de descarga en marea muerta o de cuadratura (Marea Muerta) y Escenario de descarga en marea viva o de sicigia (Marea Viva) para los sitios: Estero Tributario, Estero Receptor y Zona Intermedia. En esta imagen se puede observar que la dispersión del trazador en ambos escenarios es prácticamente el mismo. Esto hace que las concentraciones máximas del Trazador Conservativo sean muy similares, tal y como se muestra en la Tabla 4.2. En ésta se puede observar que para todas las zonas estudiadas, la máxima concentración del Trazador Conservativo se encuentra en Marea Viva. Esto de esperarse para las zonas que se encuentran estero abajo de la [Granja Camaronícola](#), a mayor dispersión se pueden alcanzar mayores concentraciones fuera del punto de descarga.

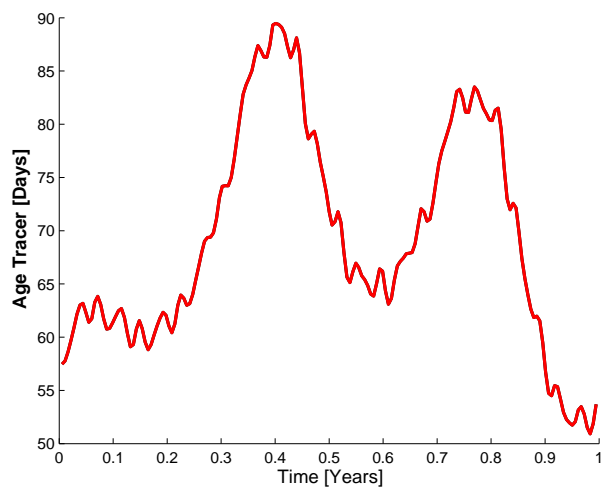
No obstante, el valor máximo para el Trazador Conservativo en Estero Receptor también se presenta en la simulación de Marea Viva, lo que parece una contradicción; sin embargo este comportamiento puede explicarse debido a que, como se observa en la figura 4.2, la máxima concentración del Trazador Conservativo, para ambos escenarios de marea, se alcanza el último día de la descarga, esto quiere decir, la máxima concentración ocurre en un escenario de marea diferente al que comienza.



(a) Puerto



(b) Intermedia



(c) Cabeza

Figura 4.1: Resultados del trazador de edad por zonas del estero: Zona del Puerto, Zona Intermedia y Cabeza Lagunar. (días)

Zona	[Trazador Conservativo]		
	Marea Muerta	Marea Viva	Var %
Estero Tributario	52.64	53.21	1.9 %
Estero Receptor	166.87	169.14	1.3 %
Estero de Referencia	41.71	43.96	5.4 %
Zona Intermedia	11.77	11.97	1.7 %

Tabla 4.2: Valores máximos del Trazador Conservativo, unidades en mmol m^{-3} , % es el porcentaje de variación.

Como se observa en la figura 4.3, aunque la descarga en Marea Muerta se realiza en un mínimo de marea, el máximo de concentración del trazador sucede en el punto máximo de la marea. Caso inverso se presenta en Marea Viva, donde la descarga se inicia en un máximo de marea, pero la máxima concentración del Trazador Conservativo se alcanza en una mínimo de marea.

Por otra parte cuando se revisan los resultados instantáneos (no promediados) del Trazador Conservativo se observa que no existen grandes diferencias entre descargar en Marea Muerta o Marea Viva. Este comportamiento se puede observar en la figura 4.5 en la cual se presentan los resultados instantáneos cada 15 minutos. En esta misma figura se puede observar, que sin importar el ciclo de marea, el Trazador Conservativo no es exportado a la zona baja del estero, esto indica que los solutos descargados dentro de los canales secundarios primero se dispersan dentro de la Cabeza Lagunar y posteriormente se exportan a las zonas cercanas al puerto.

Para tener una idea más clara de las diferencias entre las dos descargas, se calculó un porcentaje de variación de la siguiente forma:

$$Var \% = \frac{[Soluto]_{MareaViva} - [Soluto]_{MareaMuerta}}{[Soluto]_{MareaMuerta}} \times 100 \quad (4.3)$$

Los resultados de Porcentaje de variación ($Var \%$) indican que para el Estero de Referencia la diferencia entre Marea Viva y Marea Muerta es de 5 %. Por otra parte, para las otras zonas estudiadas la diferencia no supera el 2 %.

4.4. Discusión de los resultados de los trazadores conservativos

Los resultados de la simulación del Trazador de Edad indican que el Estero de Urías tiene tres zonas de recambio muy diferenciadas:

- **Zona del Puerto:** esta zona al ser la más cercana a la frontera lateral abierta es la que cuenta con una tasa de recambio más alta. Esta localización la vuelve también la más homogénea. El valor promedio de tiempo de residencia en esta zona es de: ~ 8 días, lo que la vuelve la zona con más dispersión de todo el Estero de Urías.
- **Zona Intermedia:** esta zona por su localización se encuentra altamente influenciada por las aguas provenientes del Zona del Puerto y por las de Cabeza Lagunar, debido a esto es la zona con el más

alto gradiente de **Trazador de Edad**, lo que la vuelve la zona más heterogénea en lo que a tiempo de residencia se refiere. El tiempo promedio de residencia de un soluto en esta zona es de: ~ 30 días.

- **Cabeza Lagunar**: al ser una de las zonas más alejadas de la frontera lateral abierta y ser la más estrecha del **Estero de Urías** es una de las zonas con la menor tasa de recambio, esto se refleja en los altos valores del **Trazador de Edad**. El promedio de este trazador en esta zona es de ~ 75 días.

Por otra parte, los valores de **Trazador de Edad** indican que el tiempo de residencia más alto en el **Estero de Urías** se encuentran dentro de los canales secundarios. Además los resultados indican que para los canales secundarios: **Estero Tributario** y **Estero Receptor** el tiempo de residencia de un soluto descargado en estos esteros es prácticamente el mismo.

Estos valores del **Trazador de Edad** son congruentes con los obtenidos en la sección 2.2 ya que la **Zona del Puerto** al ser la zona más profunda y estar conectada con la frontera lateral abierta, es la que presenta un tiempo de residencia más bajo. Por otra parte la **Zona Intermedia** al presentar su cambio de topografía (bajas profundidades y estrechamientos y ensanchamientos) tiene velocidades de corriente menores a la zona anterior lo que produce tiempos de residencia más altos. Además, la **Cabeza Lagunar** al ser la zona más alejada de la frontera lateral abierta y al mismo tiempo contar con los canales con las zonas más estrechas presenta el promedio de velocidades de marea más bajos de todo el **Estero de Urías** lo que produce que esta sea la zona con el más alto tiempo de recambio.

Cuando se analizan los resultados del **Trazador Conservativo** se encuentra que no existe una gran diferencia si la **Granja Camaronícola** descarga en **Marea Viva** o **Marea Muerta**, no obstante los resultados indican que las concentraciones más bajas del trazador se registran en las descargas en **Marea Muerta**. En un escenario de simulación de una descarga de 5 días los más altos valores de concentración de un trazador de comportamiento cercano a un conservativo descargado dentro del **Estero Receptor** ocurren el último día de iniciada la descarga. Además, los valores del **Trazador Conservativo** indican que la dispersión sucede primero dentro de la **Cabeza Lagunar** y posteriormente se distribuye en las zonas estero abajo.

Este comportamiento del **Trazador Conservativo** es congruente con los resultados obtenidos con el **Trazador de Edad** ya que, como se discutió anteriormente, el tiempo de recambio en los esteros secundarios es el más alto en todo el **Estero de Urías** y además para los canales: **Estero Receptor** y **Estero Tributario** son prácticamente el mismo.

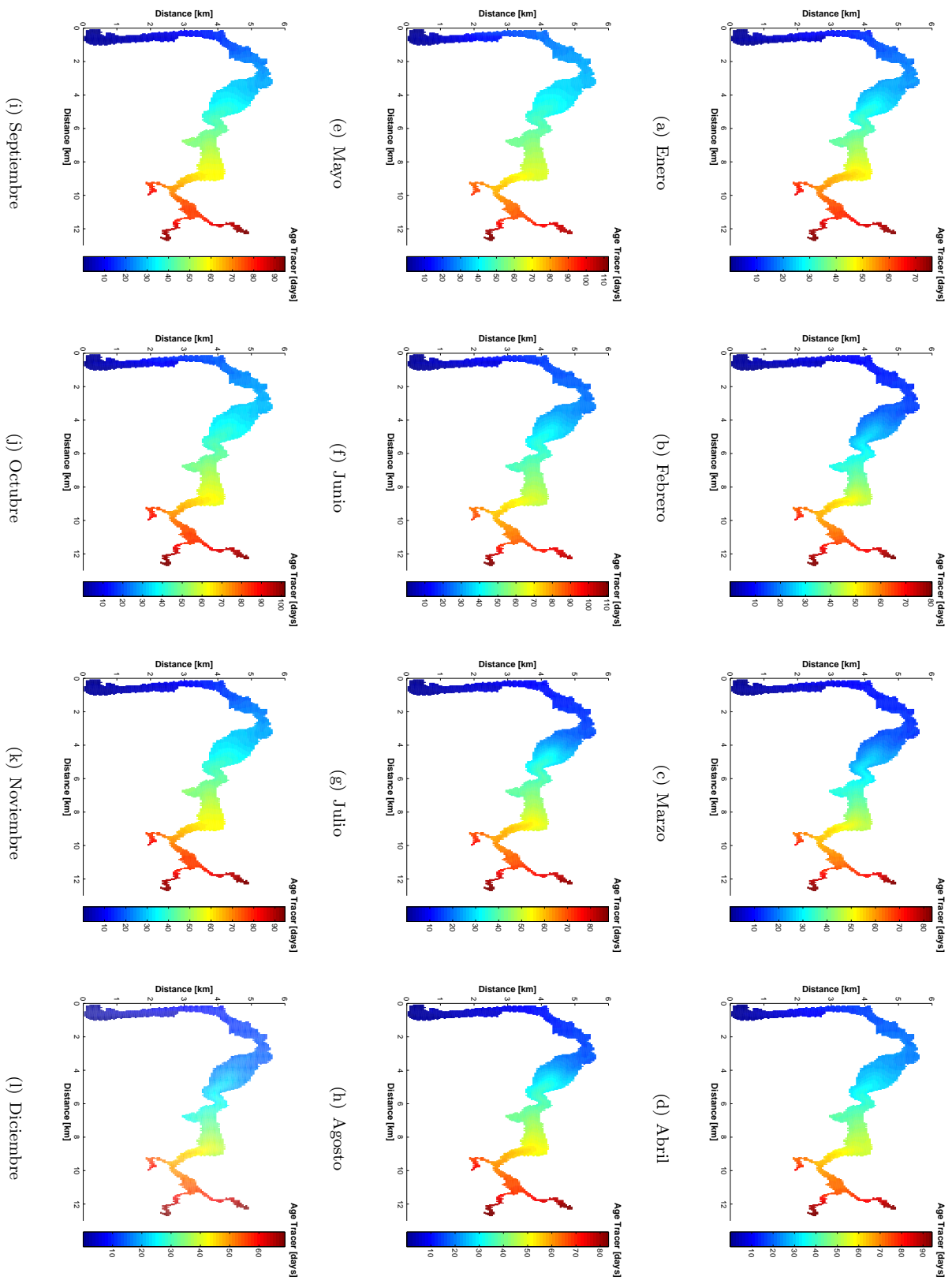


Figura 4.2: *Concentración mensual promedio del Trazador Conservativo, (mmol m^{-3}).*

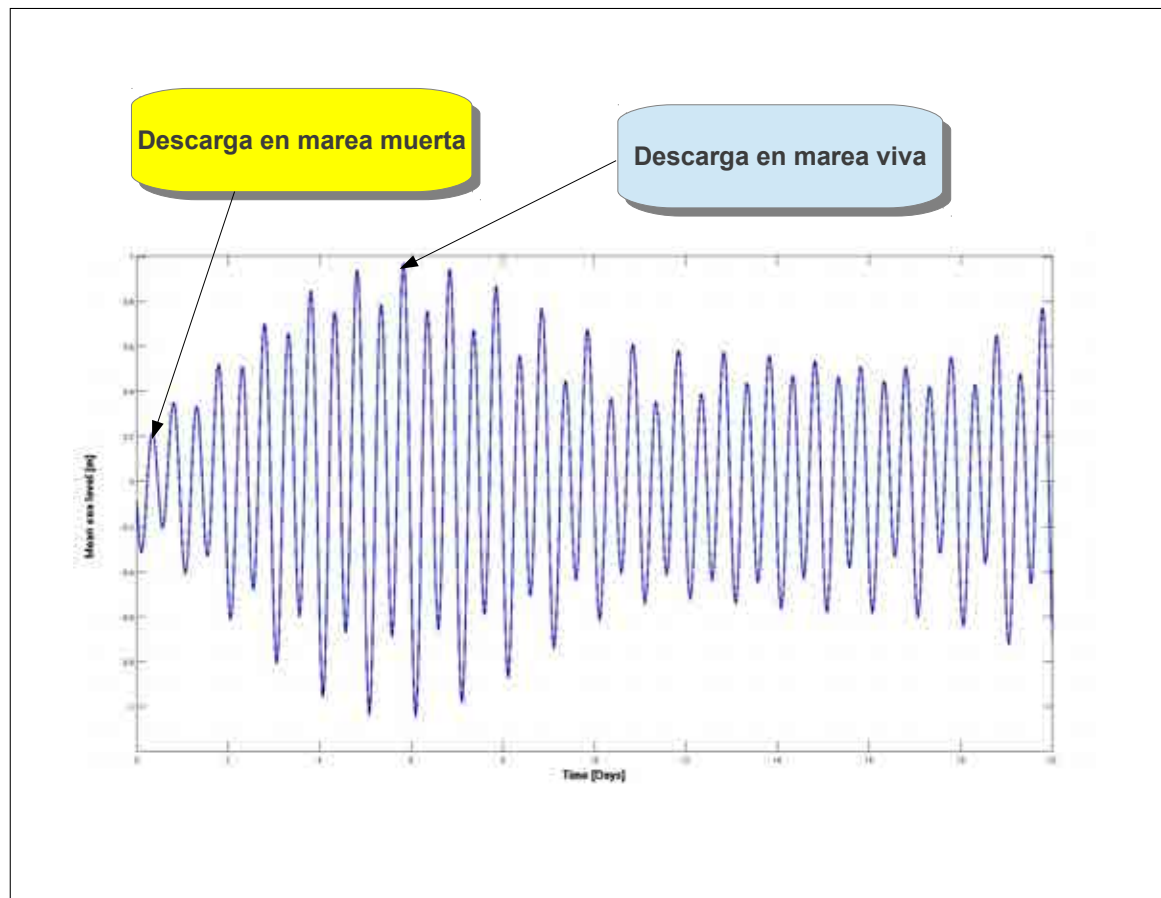


Figura 4.3: Estado de la elevación para las descargas en mareas vivas y muertas (m).

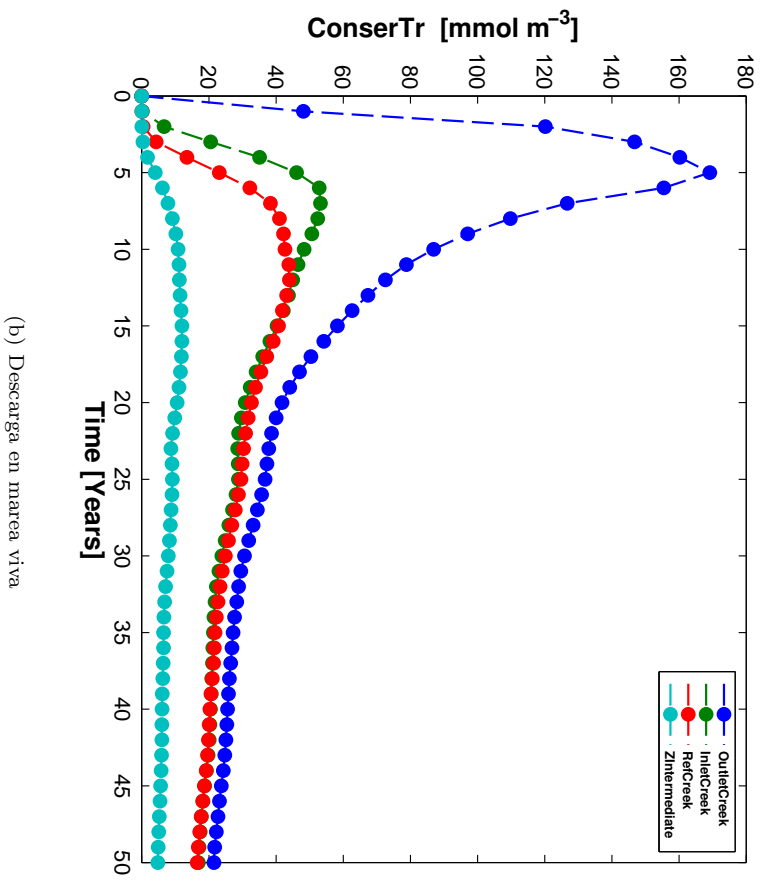
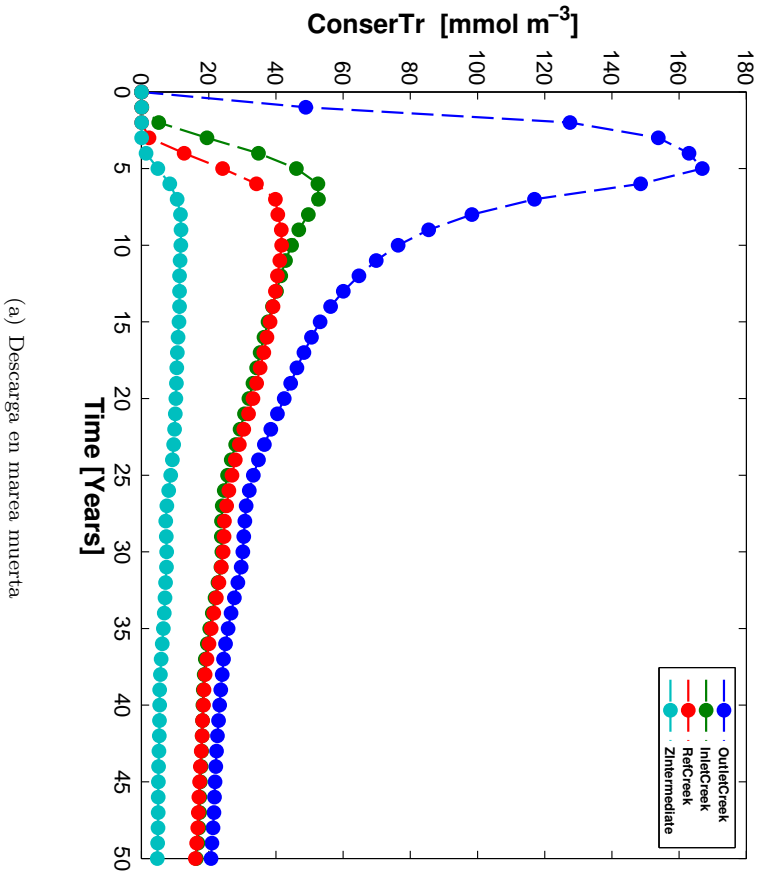


Figura 4.4: Concentración del Trazador Conservativo en mareas muertas (a) y vivas (b) para las zonas: Estero Receptor (*OutletCreek*), Estero Tributario (*InletCreek*), Estero de Referencia (*RefCreek*) y Zona Intermedia (*Zintermediate*), (mmol m^{-3}).

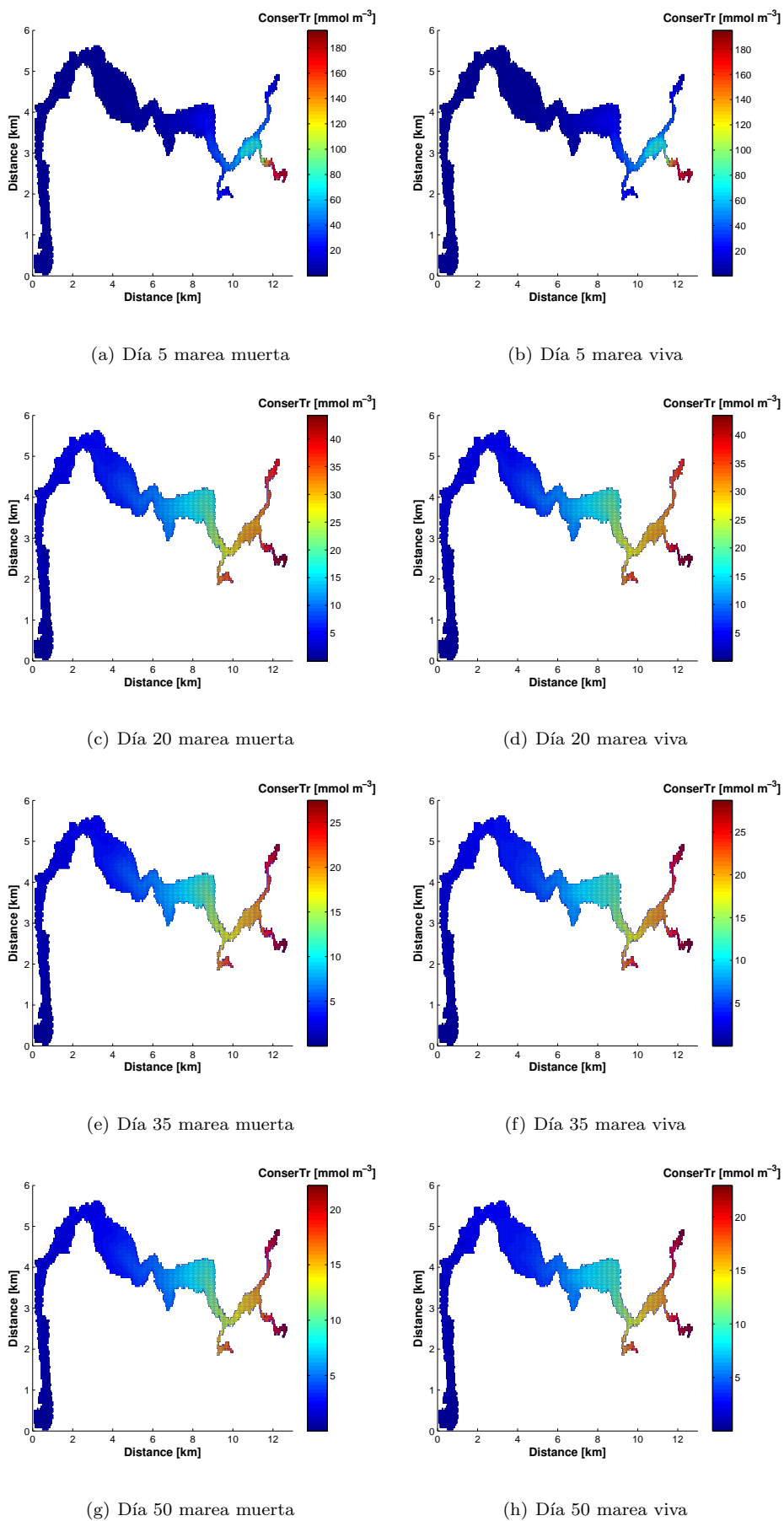


Figura 4.5: Resultados del Trazador Conservativo, impresiones cada 10 días (mmol m^{-3})

Capítulo 5

Impacto de los efluentes de la Granja Camaronícola en la calidad del agua en el Estero de Urías

Con el presente trabajo se desea estudiar el impacto de los efluentes provenientes de la Granja Camaronícola en la calidad del agua del Estero de Urías. Para alcanzar este objetivo se propone una estrategia de simulación que acopla las descargas de nitrógeno de la Granja Camaronícola con un modelo biogeoquímico sensible a los cambios de nitrógeno. Además se busca comparar los impactos de las descargas de los efluentes cuando estas se realizan en los diferentes ciclos de marea.

5.1. Estrategias de simulación de las descargas

Las estrategias de cálculo utilizadas para determinar el impacto de las descargas de estanques de cultivo de camarón en la calidad del agua del Estero de Urías son:

- El amonio (variable denominada NH_4) es la única vía de entrada de nitrógeno proveniente de la Granja Camaronícola

La salida de los drenes del cultivo de los estanques de la Granja Camaronícola son en realidad una mezcla de las diferentes fracciones de nitrógeno. Su composición no es constante y depende de diferentes variables físico-químicas, como la temperatura y oxígeno disuelto entre otras, por lo que es complicado simular de manera “realista” una determinada composición de N. Por este motivo, se considera que todo el nitrógeno descargado al Estero de Urías es por vía del amonio.

- Sólo se simulan las descargas de la cosecha debido a que esta es la etapa de la granja con mayor flujo de material ($\sim 85\%$ del total de las emisiones)

De las cuatro etapas de la granja (inicial, intermedia, precosecha y cosecha), es en la última en la que se descargan grandes volúmenes de agua ya que prácticamente toda la granja es vaciada en un lapso alrededor de 5 días (Cardoso-Mohedano, 2004).

- La cosecha de la Granja Camaronícola se simula como un flujo en continuo durante 5 días

Las descargas de la Granja Camaronícola se llevan a cabo según las necesidades y criterios de los operarios, es decir, no son constantes. Sin embargo, para los efectos de la simulación se considera que considerar un flujo continuo durante la descarga es una buena aproximación.

- Las descargas se simulan como un flujo continuo de agua por la frontera superficial

El **sbPOM** permite la entrada de agua por la frontera superficial, lo que permite simular de manera realista el flujo de los efluentes provenientes de la **Granja Camaronícola**.

- El agua de los efluentes tiene igual temperatura que la local, pero con mayor salinidad

Los estanques de cultivo presentan una superficie mayor de evapotranspiración que la del **Estero de Urías**, lo que hace que las aguas de cultivo presenten una salinidad mayor (**Cardoso-Mohedano, 2004**). Dicha adecuación en la salinidad permite simular el hundimiento de las aguas de descarga en el eco-sistema receptor.

- Se simularon $250 \times 10^4 \text{ m}^2$ (hectáreas) de cultivo

Esta área de cultivo corresponde a la cultivada en la **Granja Camaronícola**.

- El nitrógeno descargado en cada ciclo de cultivo es de: $1.11 \times 10^8 \text{ kg N}$.

En un estudio de balance de masas **Páez-Osuna et al. (1997)** determinaron que por cada $1 \times 10^4 \text{ m}^2$ de área de cultivo se descargan $5.21 \times 10^1 \text{ kg}$ de nitrógeno, lo que para $250 \times 10^4 \text{ m}^2$ resulta en $1.3 \times 10^8 \text{ kg N}$ descargados por ciclo. Teniendo en cuenta que aproximadamente el 85 % del total es descargado durante la cosecha, $1.11 \times 10^8 \text{ kg N}$ son descargados en cada ciclo de cultivo de camarón.

5.2. Experimentos realizados

Para comparar los impactos de las descargas cuando son realizados en diferentes etapas del ciclo de marea, se propone una estrategia de simulación que toma en cuenta los casos opuestos de marea, es decir (Marea Viva o en Marea Muerta). El impacto de la descarga se analiza durante los primeros 50 días posteriores al inicio de la etapa de cosecha, para cubrir un ciclo completo de marea. Con estos experimentos numéricos se pretende determinar cuáles son las mejores condiciones de descarga de los efluentes.

5.3. Acoplamiento del modelo biogeoquímico

En los ecosistemas acuáticos la interacción entre los procesos biogeoquímicos y los hidrodinámicos se puede expresar por medio de la advección y la difusión de los trazadores biológicos. En el modelo dicha relación se expresa con el acoplamiento entre **sbPOM** y los trazadores biogeoquímicos, el cual es resuelto por la ecuación 5.1, donde el valor de B toma el valor de cada trazador biogeoquímico:

$$\frac{\partial DB}{\partial t} + \frac{\partial DuB}{\partial x} + \frac{\partial DvB}{\partial y} + \frac{\partial Bw}{\partial \sigma} = \frac{\partial}{\partial \sigma} \left[\frac{K_H}{D} \frac{\partial B}{\partial \sigma} \right] + F_B + R_B \quad (5.1)$$

Donde, R_B representa todos los procesos no conservativos que resuelve el modelo biogeoquímico. Por otra parte, el acoplamiento es en línea (on-line), es decir los dos modelos corren al mismo tiempo y con la misma resolución espacial. Las ecuaciones diferenciales parciales que describen la advección de los trazadores son integradas usando dos iteraciones de un esquema advectivo positivo (**Smolarkiewicz, 1984**).

El paso de tiempo del modelo biogeoquímico es impuesto como una integración Euleriana con el mismo paso de tiempo del modelo baroclínico. Los diferentes esquemas de integración son combinados secuencialmente por una actualización de las variables. Los procesos de advección y difusión son tratados de la misma manera para todas las variables y son resueltas por la ecuación 5.1. El termino R_B representa la tasa de cambio en el tiempo ($\frac{\partial}{\partial t}$) de las ecuaciones 5.2 a la 5.10, además las variables relacionadas con materiales particulados contienen un termino para el hundimiento.

5.4. El modelo biogeoquímico

El modelo biogeoquímico utilizado en el presente estudio se basa en los trabajos de Bernardello et al. (2012) y ?, y está constituido por varios compartimentos, los cuales representan a las variables biogeoquímicas: nitrato, amonio, fitoplancton, zooplancton, bacterias, materia orgánica detrítica y materia orgánica disuelta. El modelo considera el nitrógeno como la única vía de intercambio. Los flujos de nitrógeno son parametrizados con el objetivo de describir los principales procesos que ocurren en los niveles bajos de la trama trófica pelágica y el intercambio con los sedimentos.

El nitrógeno es la clave para entender el flujo de nutrientes en los ecosistemas marinos, debido a que es uno de los principales constituyentes de las moléculas básicas para vida: los aminoácidos y los ácidos nucleicos. Además el nitrógeno es uno de los nutrientes limitantes en los ecosistemas acuáticos (Dugdale y Wilkerson, 1988), y también es considerado como el mayor limitante en las aguas costeras (Valiela y Teal, 1976, GESAMP, 1990, Valiela et al., 1992, Nixon, 1995) y igualmente es uno de los principales reguladores de la biodiversidad de los ecosistemas marinos (Vitousek et al., 1997). También se ha establecido una correlación positiva, pero no lineal, con la concentración de nitrógeno, fósforo y silicio, con la concentración de la biomasa fitoplanctónica, y con la productividad de las pesquerías (Rabalais, 2002).

Un aumento excesivo de los nutrientes en los ecosistemas acuáticos puede producir la hipernutricación, la cual puede acelerar el proceso de eutrofización. Este término se refiere al proceso de enriquecimiento de las aguas con nutrientes (principalmente N) que estimula la producción acuática primaria. En sus más severas manifestaciones, la eutrofización da lugar a “blooms” o florecimientos algales, con un aumento de la tasa de crecimiento algal béntico, en ocasiones dañino y a veces un crecimiento masivo de macrófitas sumergidas y flotantes. Algunas veces estas manifestaciones son acompañadas por una alternancia con ciclos de florecimientos de bacterias fosforescentes y desarrollo fúngal (Vollenweider, 1992).

La eutrofización representa un peligro potencial para los ecosistemas acuáticos, como es el caso del Estero de Urías, que recibe un gran aporte de nutrientes antropogénicos, provenientes principalmente de los fertilizantes nitrogenados utilizados en la agricultura (Beman et al., 2005). A lo anterior se suman las descargas de la camaronicultura, la cual representa una entrada directa de nutrientes a los ecosistemas estuarinos (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003). Por lo anterior, en el presente trabajo se utiliza un modelo que sólo toma en cuenta al nitrógeno como el limitante del crecimiento de los productores primarios y está compuesto por 10 variables de estado, de las cuales 8 son transportadas activamente por las corrientes y dos representan los sedimentos. En la tabla 5.1 se describen las variables del modelo biogeoquímico.

Como se observa en la Tabla 9 de las 10 variables están referidas al nitrógeno. Las bacterias asimilan o excretan nitrógeno si la relación C:N en la materia orgánica es alta o baja, respectivamente. Por ese motivo, se incluye una magnitud (DOC) que se refiere al carbono. En el sección 5.4.5 se explica con más detenimiento el submodelo del crecimiento bacteriano. La configuración del modelo permite que el nitrógeno se mantenga dentro de un ciclo cerrado, es decir que conserva la masa, mientras que el carbón es descrito parcialmente y su masa no se conserva. En la figura 5.1 se representa conceptualmente de los flujos que son simulados con el modelo biogeoquímico.

Las ecuaciones que controlan las reacciones biogeoquímicas son descritas en las siguientes secciones. La simbología y los parámetros utilizados en el presente trabajo se explican en las Tablas 5.2, 5.4 y 5.5, y en la tabla 5.3 se describen los parámetros del submodelo bacteriano.

Por lo general los modelos biogeoquímicos aplicados a ambientes pelágicos, debido a que consideran grandes profundidades, no toman en cuenta la interacción con los sedimentos, además en los océanos los

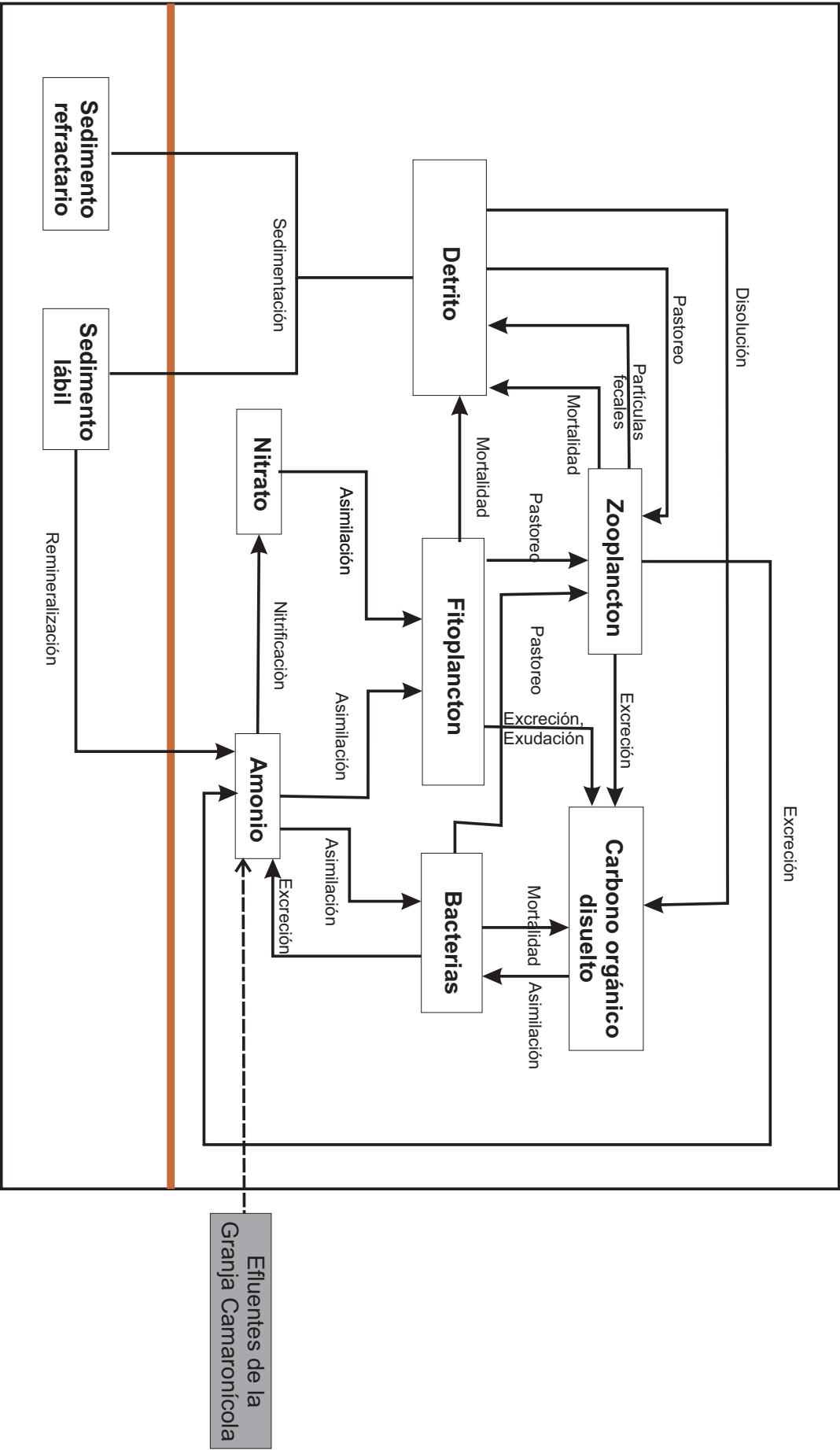


Figura 5.1: Representación conceptual de los flujos en el modelo biogeoquímico.

Tabla 5.1: Variables biogeoquímicas usadas en el presente trabajo.

Símbolo	Variable biogeoquímica	Tipo
<i>NO3</i>	Nitrato	NC
<i>NH4</i>	Amonio	NC
<i>DON</i>	Nitrógeno orgánico disuelto	NC
<i>PHY</i>	Fitoplancton	NC
<i>ZOO</i>	Zooplancton	NC
<i>BAC</i>	Bacterias	NC
<i>DET</i>	Detrito	NC
<i>DOC</i>	Carbono orgánico disuelto	CC
<i>SEL</i>	Sedimento lábil	NS
<i>SER</i>	Sedimento refractario	NS
<i>NC Variable en la columna de agua</i>		
<i>CC Variable la columna de agua</i>		
<i>NS Variable en el sedimento</i>		

procesos en la columna de agua son los que controlan la exportación y el crecimiento. En cambio, un modelo biogeoquímico aplicado a una zona estuarina debe de tomar en cuenta las interacciones con los sedimentos debido a que en los estuarios los procesos de sedimentación y remineralización son los que controlan la productividad primaria y la disponibilidad de nutrientes (Burdige y Homstead, 1994, Hopkinson et al., 1999). En el presente trabajo se toma en cuenta la interacción con los sedimentos con dos variables: sedimento lábil y sedimento refractario. Estas variables se explican en la sección 5.4.9.

Tabla 5.2: Procesos biogeoquímicos usados en el modelo

Proceso	Ecuación
<i>Crecimiento del fitoplancton</i>	
Asimilación del nitrógeno	$N_{up} = NO3_{up} + NH4_{up}$
Asimilación del nitrato	$NO3_{up} = \mu_{phy} \cdot PHY \cdot MIN(lim_{PAR}, lim_{NUT}) \cdot \frac{lim_{NO3}}{lim_{NUT}}$
Asimilación del amonio	$NH4_{up} = \mu_{phy} \cdot PHY \cdot MIN(lim_{PAR}, lim_{NUT}) \cdot \frac{lim_{NH4}}{lim_{NUT}}$
Limitación de los nutrientes	$lim_{NUT} = lim_{NO3} + lim_{NH4}$
Limitación del nitrato	$lim_{NO3} = \frac{NO3}{K_{NO3} + NO3} \cdot exp^{(-\psi \cdot NH4)}$
Limitación del amonio	$lim_{NH4} = \frac{NH4}{K_{NH4} + NH4}$
Limitación de luz	$lim_{PAR} = \frac{PAR}{(K_{PAR} + PAR)}$
Excreción del fitoplancton	$PHY_{xcr} = \gamma_2 \cdot N_{up} \cdot r_{phy}$
<i>Pastoreo del Zooplancton</i>	
Pastoreo sobre el fitoplancton	$GRZ_{PHY} = \mu_{zoo} \cdot ZOO \cdot \frac{P_{PHY} \cdot PHY}{K_g + F} \cdot lim_T$
Pastoreo sobre las bacterias	$GRZ_{BAC} = \mu_{zoo} \cdot ZOO \cdot \frac{P_{BAC} \cdot BAC}{K_g + F} \cdot lim_T$
Pastoreo sobre el detrito	$GRZ_{DET} = \mu_{zoo} \cdot ZOO \cdot \frac{P_{DET} \cdot DET}{K_g + F} \cdot lim_T$
Disponibilidad de alimentos	$F = P_{PHY} \cdot PHY + P_{BAC} \cdot BAC + P_{DET} \cdot DET$
Preferencia alimentaria	$P_{PHY} = \frac{p_{phy} \cdot PHY}{f}; P_{BAC} = \frac{p_{bac} \cdot BAC}{f}; P_{DET} = \frac{p_{dts} \cdot DET}{f}$
Disponibilidad nominal de alimentos	$f = p_{phy} \cdot PHY + p_{bac} \cdot BAC + p_{dts} \cdot DET$
Limitación de la temperatura	$lim_T = \left(\frac{T_{max} - T}{T_{max} - T_{opt}} \right)^{\left(\frac{T_{max} - T_{opt}}{R_g} \right)} \cdot exp^{\left(\frac{T - T_{opt}}{R_g} \right)}$
<i>Excreción y mortalidad del zooplancton</i>	
Excreción del zooplancton	$ZOO_{xcr} = exo_{zoo} \cdot \delta_{zoo}^T$
Mortalidad del zooplancton	$ZOO_{mort} = z_{mor} \cdot ZOO^2$

5.4.1. Ecuación de estado para el nitrato

El nitrato está representado por la variable $NO3$, la cual se advecta y difunde de la misma manera que las otras variables, y como es un soluto totalmente disuelto no es afectado por el hundimiento y la sedimentación. La única fuente de $NO3$ es a través de la nitrificación del amonio (ntr. $NH4$) y sólo es consumido ($NO3_{up}$) por el fitoplancton. Así el cambio de nitrato en una parcela de agua puede ser definido como:

$$\frac{\partial NO3}{\partial t} = -NO3_{up} + ntr \cdot NH4 \quad (5.2)$$

5.4.2. Ecuación de estado para el amonio

Dado que la concentración de nitrito es relativamente baja y altamente dependiente del amonio (Martin y Pondaven, 2006), en el modelo la variable $NH4$ representa la concentración sumada de amonio y nitrito. En el caso del Estero de Urías las concentraciones de nitrito son bajas al ser comparadas con el $NO3$ y el $NH4$, debido a que las condiciones oxidantes en la superficie convierten al nitrito en $NO3$, y en las aguas cercanas a los sedimentos, las condiciones reductoras transforman al nitrito en $NH4$ (Cardoso-Mohedano, 2004). Por lo anterior, en el presente modelo se simplifica asumiendo que el nitrito está representado como parte del $NH4$.

Dentro del modelo, el amonio tiene tres fuentes: la excreción del zooplancton y las bacterias, y la remineralización de los sedimentos lábiles. Los sumideros son: la nitrificación, la asimilación por parte del PHY y la asimilación BAC . Estos comportamientos se resumen en la ecuación parcial 5.3. Por otra parte, la única vía de entrada nitrógeno desde la Granja Camaronícola es el $NH4$. La ecuación resultante es:

$$\frac{\partial NH4}{\partial t} = BAC_{xcr} + ZOO_{xcr} + SED_{rem}\Omega - ntr \cdot NH4 - NH4_{up} - BAC_{NH4up} \quad (5.3)$$

5.4.3. Ecuación de estado para el fitoplancton

El crecimiento del fitoplancton está limitado por la presencia de los nutrientes y la cantidad de luz disponible. En el caso específico del nitrógeno, el PHY puede asimilar el $NH4$ y el $NO3$. Sin embargo, $NH4$ presenta, incluso en pequeñas concentraciones, una inhibición sobre la asimilación del $NO3$. El proceso de inhibición del $NH4$ sobre el $NO3$ no está del todo claro; pero se ha registrado que depende en gran medida del tamaño de las células de PHY , las células más pequeñas tiende a asimilar mejor el $NH4$ que el $NO3$ debido a que es energéticamente más fácil de asimilar (L'Helguen et al., 2008). En el modelo, la preferencia por el $NH4$ es simulada usando una constante de saturación-media ($KNH4$) para el $NH4$ menor que la constante ($KNO3$) para el $NO3$. La inhibición del amonio sobre el nitrato es simulada con la parametrización propuesta por Wroblewski (1977).

Por otra parte, la limitación debida a la disponibilidad de la luz sólo se activa cuando ésta es muy baja, es decir el crecimiento del PHY es afectado principalmente por la disponibilidad de $NH4$ y $NO3$ y sólo cuando la luz disponible sea muy reducida, esta comenzará a limitar (Varela et al., 1992b). En zonas templadas donde la luz presenta grandes cambios estacionales, el PHY es altamente dominado por ésta; en cambio en zonas subtropicales con pocas variaciones y alta disponibilidad de luz, el crecimiento del PHY se limita principalmente por la disponibilidad de los nutrientes.

Una fracción constante de los nutrientes asimilados por el fitoplancton se expresa como DOC , y representa la difusión pasiva de las moléculas a través de la membrana celular (Bjornsen, 1988). En el modelo se asume que la relación C:N es constante para el fitoplancton.

En el presente trabajo se ha considerado un pérdida adicional de carbono (Anderson y le B. Williams, 1998), que representa la liberación activa de carbono fotosintético extra debido a inestabilidades metabólicas. Este carbón extra se adiciona directamente al DOC y no es tomado en cuenta en la ecuación 5.4, porque no tiene su equivalencia en nitrógeno, y se asume que tiene la misma relación C:N usada para el fitoplancton.

La mortalidad es considerada como una fracción constante de la biomasa fitoplanctónica y se reparte entre el DON y el DET . Además, el fitoplancton es afectado por el hundimiento y tiene un sumidero debido al pastoreo del zooplancton. En la ecuación 5.4 se describen las fuentes y sumideros para el fitoplancton.

$$\frac{\partial PHY}{\partial t} = (1 - \gamma_1) N_{up} - GRZ_{PHY} - (p_{mor} \cdot PHY) - w_{phy} \frac{\partial PHY}{\partial z} \quad (5.4)$$

5.4.4. Ecuación de estado para el zooplancton

En el presente trabajo se asume que el zooplancton pastorea al fitoplancton, las bacterias y la materia orgánica. Para el efecto de los diferentes alimentos sobre de pastero se utilizó la ecuación Michaelis-Menten (Fasham et al., 1990b). El alimento total (F) es definido como la suma de los diferentes tipos de alimentos, ponderado por la preferencia específica para cada tipo (P_{PHY} , P_{BAC} , P_{DOC}). La preferencia específica se define en función de las preferencias nominales (p_{phy} , p_{bac} , p_{doc}) y la concentración de los respectivos tipos de alimentos (Hutson, 1984). La preferencia nominal supone la misma concentración del predador, es decir el zooplancton tiene preferencia de un alimento a otro.

Cuando ningún otro recurso limita, los procesos fisiológicos usualmente se incrementan con la temperatura (Carlotti et al., 2000). En el modelo, el crecimiento del ZOO es afectado por la temperatura siguiendo la función propuesta por Simonot et al. (1988). Además, una fracción constante del alimento total pastoreado (ϕ) se pierde en forma de DON lo que se denomina una alimentación desordenada. Por otra parte, sólo una fracción (λ) del alimento pastoreado es asimilado, y el restante es directamente excretado en forma de partículas fecales.

El nitrógeno excretado por el zooplancton es principalmente (del 50 % al 90 %) amonio y el restante se elimina en forma de compuestos orgánicos solubles (Le Borgne y Rodier, 1997). En el modelo, la excreción del NH_4 es calculada con la constante Ω , y el restante es excretado como DON . Se asume que toda la excreción del ZOO presenta una correlación positiva con la temperatura del agua (Ikeda et al., 2001), que en el modelo es simulada con una función exponencial.

La mortalidad es parametrizada por un coeficiente constante multiplicado por la función cuadrática de la biomasa. Esto puede ser interpretado como el “canibalismo” del ZOO o la predación del mismo (Edwards y Yool, 2000). Las interacciones del ZOO pueden ser expresadas en forma parcial por la función 5.5.

$$\begin{aligned} \frac{\partial ZOO}{\partial t} = & (1 - \phi) \cdot \lambda \cdot (GRZ_{PHY} + GRZ_{BAC} + GRZ_{DET}) - ZOO_{xcr} \\ & - ZOO_{mort} \end{aligned} \quad (5.5)$$

5.4.5. Ecuación de estado para las bacterias

Las BAC presentan un crecimiento del tipo Michaelis-Menten, y son las encargadas de degradar la materia orgánica disuelta (DON y DOC). Las BAC obtienen carbón de la materia orgánica disuelta y utilizan el NH_4 para obtener el nitrógeno constituyente de las proteínas, cuando la materia orgánica disuelta presenta una proporción C:N alta. Cuando la relación C:N es baja, las bacterias excretan el exceso de nitrógeno intracelular en forma de NH_4 . Este mecanismo es simulado usando un modelo estequiométrico (Anderson, 1992) que utiliza un valor fijo de C:N como umbral, el cual determina el cambio entre fijación/excreción del NH_4 (Tabla 5.3).

Además las bacterias son afectadas por el pastoreo del ZOO , y su mortalidad es una fracción constante de la biomasa que se adiciona directamente al DOC . La ecuación 5.6 describe el comportamiento descrito.

$$\frac{\partial BAC}{\partial t} = BAC_{NH_4up} + BAC_{gr} - BAC_{xcr} - GRZ_{BAC} - b_{mor} \cdot BAC \quad (5.6)$$

5.4.6. Ecuación de estado para el detrito

DET se forma a partir de las partículas fecales del zooplancton, y por la mortalidad del fitoplancton y el zooplancton. La materia orgánica particulada, además de ser afectada por la advección y la difusión, es afectada por el hundimiento (Fasham et al., 1993, Sarmiento et al., 1993, Crise et al., 1998). La velocidad de hundimiento se impone constante a $4.2 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$, de acuerdo a Andersen y Nival (1988). Además, cuándo el *DET* llega a la última capa de la columna de agua, éste se considera atrapado en los sedimentos. Dicho proceso representa un sumidero de *DET*. Los otros sumideros del *DET* son el consumo del zooplancton y la disolución a materia orgánica disuelta.

$$\begin{aligned} \frac{\partial DET}{\partial t} = & (1 - \epsilon) \cdot pmor \cdot PHY + (1 - fms) \cdot ZOO_{mort} - GRZ_{DET} - \\ & rmsN \cdot DET + [(1 - fms) \cdot (1 - \phi) \cdot (1 - \lambda) \cdot \\ & (GRZ_{PHY} + GRZ_{BAC} + GRZ_{DET})] - w_{dts} \frac{\partial DET}{\partial z} - SED \end{aligned} \quad (5.7)$$

(5.8)

5.4.7. Ecuaciones de estado para la materia orgánica disuelta

La Materia orgánica disuelta (*DOM*) es el principal reservorio de material orgánico de los océanos y los ecosistemas costeros. Sin embargo la gran parte de este material es refractario, con un tiempo de residencia que puede alcanzar varios cientos de años. El proceso de degradación de la *DOM* se produce principalmente por vía microbiana (Avril, 2002, Hansell y Carlson, 1998). En el caso las aguas superficiales, la mayor parte de la materia orgánica disuelta depende principalmente de la productividad primaria y de la actividad microbiana. (Legendre y Le Fèvre, 1995).

En el presente trabajo la concentración de *DOM* depende de varias fuentes, como es el caso de la excreción de *ZOO* y el *PHY*, la disolución del *DET*, y la degradación de las *BAC*; estos microorganismos también se suman a la concentración de *DOM* por la vía de la mortalidad. La *DOM* que es producida por la excreción del *PHY* (liberación celular activa) no está asociada con la excreción de nitrógeno, lo que genera una proporción alta de C:N. Los restantes procesos de producción de *DOM* son las pérdidas del *PHY* (liberación pasiva), mortalidad del *PHY* y las *BAC*, la liberación del *ZOO* debido a la alimentación desordenada, y la disolución del *DET*. Todas estas vías de producción del *DOM* mantienen la relación C:N del reservorio de origen.

Por otra parte el *DOM* puede ser expresado en términos de los componentes que lo forman, el nitrógeno y el carbono. Las fracciones del *DOM* se definen como *DON* y *DOC*, las cuales pueden ser expresadas a través de las ecuaciones 5.9 y 5.10.

Tabla 5.3: Estequiometría del sub-modelo bacteriano (*Anderson, 1992*)

<i>Definición de las variables</i>		
Fijación de C del <i>DOM</i>		$BAC_{DOCup} = \mu_{bac} r_{bac} BAC \frac{DOL_C}{K BAC_C + DOL_C} \cdot lim_T$
Fijación del N del <i>DOM</i>		$BAC_{DONup} = BAC_{DOCup} / RDOL$
Fuerte fijación de <i>NH4</i>		$U_{NH4} = \mu_{bac} BAC \frac{NH4}{K BAC_N + NH4}$
Crecimiento total de <i>BAC</i>		$BAC_{gr} = \omega (BAC_{DOCup} / r_{bac})$
Variable de control		$Test = BAC_{DONup} - BAC_{gr}$
 <i>Casos posibles</i>		
Limitación de C	Si $Test > 0 \Rightarrow$	$BAC_{NH4up} = 0$
		$BAC_{xcr} = Test$
Suficiente <i>NH4</i>	Si $Test < 0 \Rightarrow$	
Suficiente <i>NH4</i>	Si $ Test \leq U_{NH4} \Rightarrow$	$BAC_{NH4up} = -[BAC_{DONup} - (BAC_{gr} / r_{bac})]$
		$BAC_{xcr} = 0$
No suficiente <i>NH4</i>	Si $ Test > U_{NH4} \Rightarrow$	$BAC_{NH4up} = U_{NH4}$
		$BAC_{gr} = BAC_{DONup} + BAC_{NH4up}$
		$BAC_{xcr} = 0$

$$\begin{aligned} \frac{\partial DON}{\partial t} = & (1 - \eta) \cdot [\phi (GRZ_{PHY} + GRZ_{BAC} + GRZ_{DET}) + \\ & rmsN \cdot DET + \epsilon \cdot pmor \cdot PHY + \\ & bmor \cdot BAC + (1 - \Omega) \cdot ZOO_{xcr}] - \beta \cdot DON \end{aligned} \quad (5.9)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial DOC}{\partial t} = & (1 - \eta) \cdot [(1 - \gamma_1) \cdot PHY_{xcr} + (1 - \Omega) \cdot ZOO_{xcr} \cdot r_{zoo} + \\ & \phi (GRZ_{PHY} \cdot r_{phy} + GRZ_{BAC} \cdot r_{bac} + GRZ_{DET} \cdot RDTS) + \\ & rmsC \cdot DET + bmor \cdot BAC \cdot r_{bac} + \\ & \epsilon \cdot pmor \cdot PHY \cdot r_{phy}] - \beta \cdot DOC \end{aligned} \quad (5.10)$$

5.4.8. La penetración de la luz

En el presente trabajo se toma una fracción de la radiación de onda corta (0.45), la cual se asume que es la radiación fotosintéticamente disponible o *Radiación Fotosintéticamente Activa*, *Photosynthetic Available Radiation (PAR)* (Baker y Frouin, 1987). La extinción exponencial del *PAR* dentro de la columna depende de su absorción y dispersión en el agua, y por el efecto de auto-apantallamiento que produce la

Tabla 5.4: *Parámetros biogeoquímicos usados en el modelo*

Símbolo	Descripción	Valor	Unidad
<i>Crecimiento del fitoplancton</i>			
μ_{phy}	<i>PHY</i> Coeficiente máximo de crecimiento	2.0	días ⁻¹
KNO_3	<i>PHY</i> Coeficiente de saturación media para <i>NO3</i>	0.9	mmol m ⁻³
KNH_4	<i>PHY</i> Coeficiente de saturación media para <i>NH4</i>	0.7	mmol m ⁻³
$KPAR$	<i>PHY</i> Coeficiente de saturación media para <i>PAR</i>	20	W m ⁻²
ψ	<i>NH4</i> Coeficiente de inhibición para el consumo <i>NO3</i>	1.5	m ³ mmol ⁻¹
kw	Atenuación de la luz (agua pura)	0.05	m ⁻¹
kc	Coeficiente de auto-apantallamiento	0.03	m ² /mgCHL
<i>Pastoreo del zooplancton</i>			
μ_{zoo}	<i>ZOO</i> Coeficiente de máxima ingestión	1.2	días ⁻¹
Kg	<i>ZOO</i> Coeficiente de saturación media para ingestión	1.68	mmol m ⁻³
$p_{phy}, p_{bac}, p_{dts}$	<i>ZOO</i> preferencia nominal	0.5, 0.3, 0.2	-
ϕ	Fracción de alimento perdido	0.23	-
λ	<i>ZOO</i> Eficiencia en la asimilación	0.70	-
T_{max}	Máxima temperatura para el crecimiento del <i>ZOO</i> (<i>BAC</i>)	35	°C
T_{opt}	Temperatura óptima para el crecimiento del <i>ZOO</i> (<i>BAC</i>)	15	°C
R_g	Capacidad de la función de la temperatura para <i>ZOO</i> (<i>BAC</i>)	10	°C

clorofila fitoplanctónica. Esta se calcula como una proporción fija relativa al nitrógeno contenido dentro del fitoplancton.

$$PAR_{(k,t)} = PAR_{(k-1,t)} \cdot \exp^{-(kw+kc \cdot CHL_{(k,t)}) \cdot dz_{(k-1)}} \quad (5.11)$$

5.4.9. Módulo de los sedimentos

El modelo biogeoquímico del presente trabajo fue desarrollado para ser aplicado en condiciones pelagicas (Bernardello et al., 2012). Debido a esto, en su forma original, el modelo no toma en cuenta la interacción con los sedimentos, ya que en los océanos los principales procesos se llevan a cabo en la columna de agua. En el caso de un ecosistema costero no es posible despreciar los sedimentos, debido a que las profundidades son someras y en pocos días -incluso horas- el material particulado tiene contacto con éstos (Ferguson et al., 2004). Además es en los sedimentos donde se acumula la mayor cantidad de material orgánico, que puede quedarse atrapado o regresar en forma de material disuelto debido a la remineralización de la materia orgánica (Burdige y Homstead, 1994, Hopkinson et al., 1999).

Aunque los procesos que sufre la materia orgánica dentro de los sedimentos son altamente complejos, esta puede ser dividida en dos grandes grupos: *SEL*, el cual es rápidamente afectado por procesos bioquímicos y puede remineralizarse rápidamente (horas o días); *SER*, con composición que es afectada lentamente por los procesos de remineralización, lo que le permite estar presente en una escala de años o décadas (Mayer,

Tabla 5.5: *Continúa. . . tabla de los parámetros biogeoquímicos usados en el modelo.*

Símbolo	Descripción	Valor	Unidad
<i>Crecimiento de las bacterias</i>			
μ_{bac}	<i>BAC</i> Coeficiente máximo de saturación	13.3	días ⁻¹
$KBAC_C$	<i>BAC</i> Coeficiente de saturación media para <i>DOL_C</i>	25	mmol m ⁻³
$KBAC_N$	<i>BAC</i> Coeficiente de saturación media para <i>NH₄</i>	0.5	mmol m ⁻³
ω	<i>BAC</i> Eficiencia en el crecimiento	0.21	—
<i>Excreción, exudación, mortalidad</i>			
γ_1	<i>PHY</i> Fracción exudada (pasiva)	0.05	-
γ_2	<i>PHY</i> Fracción excretada (activa)	0.50	-
exo_{zoo}	<i>ZOO</i> Razón de excreción para 0°C	0.065	días ⁻¹
δ_{zoo}^T	Factor de forma para <i>ZOO</i> excreción	1.025	-
$pmor, zmor, bmor$	<i>PHY, ZOO, BAC</i> Cocientes de mortalidad	0.05, 0.10, 0.05	días ⁻¹
Ω	<i>NH₄</i> fracción excretada para el <i>ZOO</i>	0.75	-
ϵ	<i>PHY</i> fracción de mortalidad para el <i>DOM</i>	0.34	-
<i>Material no vivo</i>			
ntr	Razón de nitrificación <i>NH₄</i> para <i>NO₃</i>	0.08	días ⁻¹
$rmsN$	Razón de disolución de <i>DET</i>	0.10	días ⁻¹
β	Razón del degradación de <i>DOM</i>	0.01	días ⁻¹
w_{phy}	Razón de hundimiento del <i>PHY</i>	0.80	días ⁻¹
w_{dts}	Razón de hundimiento del <i>DET</i>	1.50	m días ⁻¹
<i>Proporciones fijas de elementos</i>			
$r_{phy}, r_{zoo}, r_{bac}$	<i>PHY, ZOO, BAC</i> Proporción fija de C:N	6.625, 5.4, 4.8	-
r_{fcp}	C:N Porciones fijas las partículas fecales	7.7	-
$r_{c:chl}$	Razón Carbono:Clorofila (mg C/mg Chl)	60	-

1994).

En el presente trabajo se toman en cuenta sólo dos tipos de sedimentos, *SEL* y *SER*, los cuales son alimentados por el *DET* que se encuentra en el último nivel del modelo, un flujo igual al hundimiento al que está sujeto en la columna de agua. A partir de los trabajos de Ruiz-Fernández y Hillaire-Marcel (2009) y Ruiz-Fernández et al. (2011) se calcula que del *DET* acumulado en los sedimentos de lagunas costeras tropicales, un ~30 % es *SER*, y el restante es *SEL*. La fracción del *SER* no sufre ningún tipo de interacción dentro del modelo, por lo que sólo puede presentar un crecimiento mayor o igual a cero.

Por otra parte, el *SEL* se remineraliza en forma de *NH₄*. Este proceso se describe por la ecuación 5.12, la cual está basada en la formula desarrollada por Zimmerman y Canuel (2000), donde C_{m_t} es la fracción metabolizada de *SEL*, y C_{m_0} es *SEL* al tiempo inicial.

$$C_{m_t} = C_{m_0} e^{-k\Delta t} \quad (5.12)$$

5.5. Condiciones iniciales y de frontera del modelo biogeoquímico

Las condiciones iniciales del modelo fueron obtenidas a partir de una interpolación lineal de datos medidos en el campo (Cardoso-Mohedano, 2004). Con estos datos se definieron cuatro principales zonas dentro del Estero de Urías: la zona de los canales, cabeza lagunar, zona intermedia y el puerto. Para la zona del puerto y condiciones de frontera se utilizaron los datos reportados por Alonso-Rodríguez et al. (2000). Además, estos mismos fueron usados para las condiciones de frontera. Debido a que el presente trabajo busca simular el impacto de las descargas de la granja en la columna de agua, las condiciones de frontera abierta se impusieron constantes en todo el tiempo de simulación. En el caso de las otras variables biogeoquímicas, incluidos los sedimentos, se les asigna un valor inicial bajo (1×10^{-5}), con el objetivo de conservar la estabilidad numérica del modelo.

Tabla 5.6: Condiciones iniciales utilizadas en el presente trabajo. Los datos fueron interpolados a partir de Cardoso-Mohedano (2004). Para la zona del puerto se usaron los datos de Alonso-Rodríguez et al. (2000)

	Zonas del Estero de Urías			
	Canales	Cabeza lagunar	Intermedia	Puerto
NH_4 [mol m^{-3}]	20.52	24.91	40.52	0.2206
NO_3 [mol m^{-3}]	0.053	0.50	0.68	0.18
Clorofila a (CHL) [mg m^{-3}]	0.200	3.74	1.30	1.63

5.6. Resultados del modelo biogeoquímico

5.6.1. Simulación con forzamientos estacionarios (*spin-up*)

En la figura 5.2 se muestran los promedios diarios de los trazadores biogeoquímicos para el *spin-up*. Los resultados indican que el modelo es estable, ya que no presenta ni datos discontinuos ni aberrantes. Los resultados indican que las variables: NH_4 , NO_3 y PHY están fuertemente influidas por las condiciones de marea, lo que se ve reflejado en las altas variaciones que se presentan a lo largo del año. Este comportamiento se debe a que el modelo simula una entrada constante de NH_4 , NO_3 y PHY por la frontera lateral abierta. Los promedios mensuales (Figuras 5.3 y 5.4) muestran observar las concentraciones máximas para el NH_4 y el NO_3 , las cuales se presentan en la Zona del Puerto, y que las concentraciones de estos nutrientes rápidamente disminuyen estero arriba, con mínimos en la Cabeza Lagunar. Estos resultados indican que los nutrientes provenientes del GC son rápidamente asimilados por el PHY (Figura 5.5).

Para el PHY , el modelo muestra las concentraciones máximas en la parte alta del Zona del Puerto y en la Zona Intermedia, lo que indica que en zona cercana a la frontera lateral abierta domina el pastoreo del ZOO (Figura 5.6).

Para la zona alta del estero, debido a las bajas velocidades, se presenta una fuerte acumulación de material en los sedimentos, lo que provoca una importante disminución del DET en la columna de agua (Figura 5.7) y una alta acumulación del SER (figura 5.2(i)). Para el SER , la gráfica 5.2(i) una vez obtenido un valor

estable durante el *spin-up*, se convierte en una constante. En realidad SER sufre un lento aumento pues es una pequeña fracción del nitrógeno de la columna de agua.

Es importante resaltar que los resultados del *spin-up* no reflejan el comportamiento real de los nutrientes y del plancton dentro del Estero de Urías, ya que éste tiene más aporte de nitrógeno que los simulados, sobre todo procedentes del agua de escorrentía. El objetivo del *spin-up* es garantizar que modelo se estabilice y no presente fuertes discontinuidades.

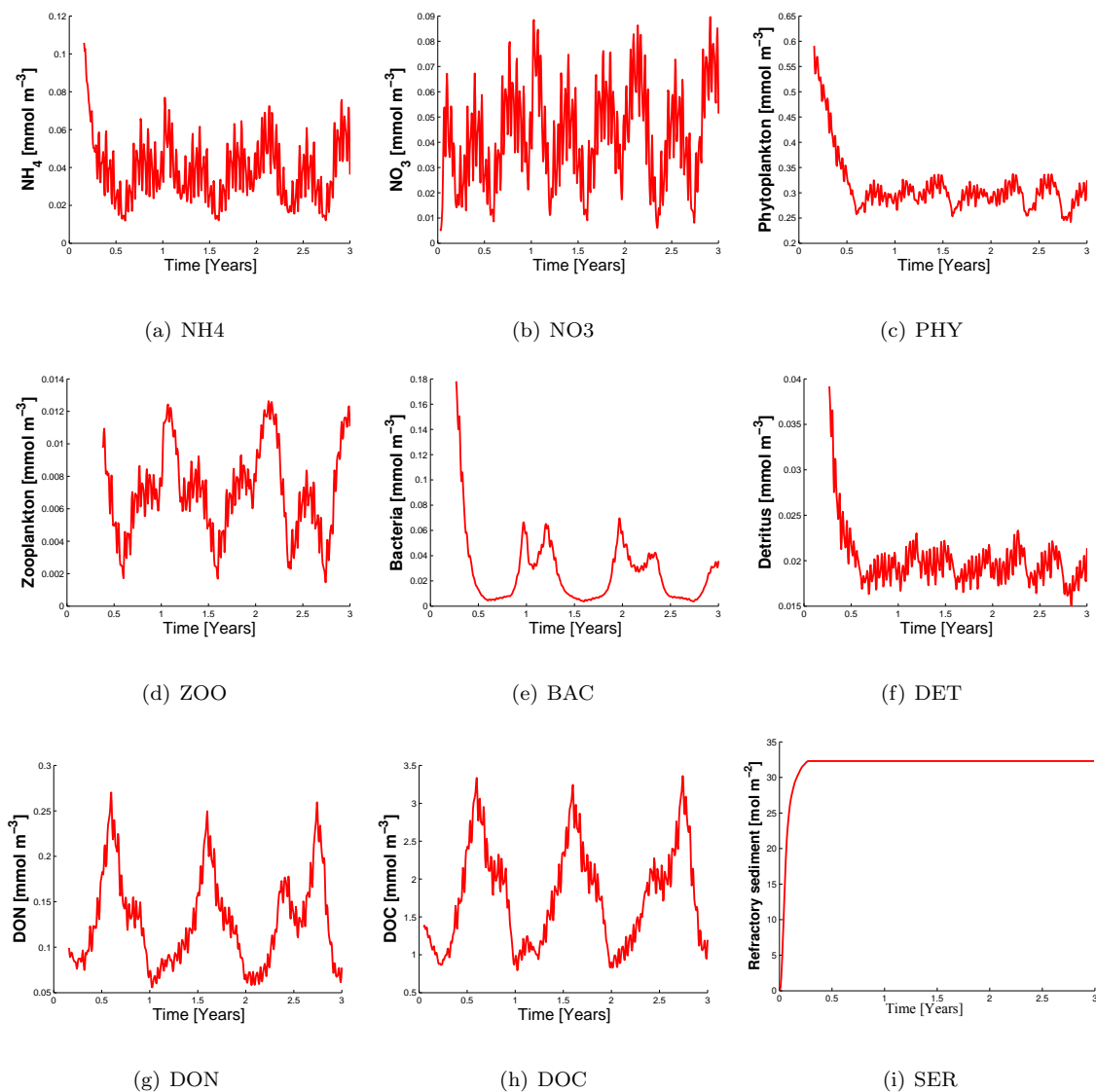


Figura 5.2: Resultado del *Spin-up* para las variables biogeoquímicas.

5.6.2. Resultados de la descarga de las Granja Camaronícola

Con el objetivo de determinar si existen diferencias la descarga de la Granja Camaronícola en los diferentes escenarios de marea, en el presente trabajo se simulan dos descargas, una en marea viva y otra en marea muerta. Los resultados de estas simulaciones se presentan como promedios diarios de las concentraciones de los trazadores biogeoquímicos (figuras 5.10 y 5.11). En las tablas 5.7, 5.8, 5.9 y 5.10 se presentan los máximos de los promedios diarios para el Estero Receptor, Estero Tributario, Estero de Referencia y Zona Intermedia. Además se presentan los diferencias en porcentaje entre las dos mareas, calculado a partir de la ecuación 4.3. Para más detalle en el análisis de los resultados, también se presentan las concentraciones instantáneas de los trazadores biogeoquímicos durante un ciclo de marea, 28 días después del inicio la descarga (Figuras 5.12, 5.13, 5.14 y 5.15).

5.6.2.1. NH_4

Los promedios diarios indican que para el NH_4 no existen amplias diferencias entre las concentraciones simuladas en las zonas cercanas a las descargas de la Granja Camaronícola (figuras 5.10(a) y 5.10(b)). Para el Estero Receptor la concentración máxima es de 1.4 %, y para el Estero Tributario -0.9 % ¹. Por el contrario para las zona estero abajo, las diferencias son más altas con un -10.1 % para Estero de Referencia y un -37.1 % Zona Intermedia.

Estos valores indican que la dispersión del NH_4 es más intensa en Marea Muerta que en Marea Viva. Este comportamiento se debe a que, aunque el inicio de la descarga de la Granja Camaronícola se realiza en Marea Viva, el máximo de concentración sucede al final de la descarga, en un escenario de marea diferente al que comienza. Este mismo comportamiento se ve reflejado en los resultados de las concentraciones instantáneas de NH_4 . En las figuras 5.12(a) y 5.12(b) se observa que, aunque las concentraciones dependen de la marea, no existen grandes diferencias entre Marea Viva y Marea Muerta; caso contrario para Zona Intermedia, en la figura 5.12(c) se observa como los valores son significativamente más altos en Marea Muerta que en Marea Viva. Además, los resultados indican que la concentración del NH_4 decae fuertemente a los 5 días de terminada la descarga, debido principalmente a que este nutriente es rápidamente asimilado por el PHY .

5.6.2.2. NO_3

El comportamiento del NO_3 es similar al simulado para el NH_4 . Sin embargo, para este trazador, las diferencias entre Marea Viva y Marea Muerta son más altas (figuras 5.10(d) y 5.10(c)), y su máximo se presenta aproximadamente a los 7 días de iniciada la descarga.

En lo que a sus máximos se refiere, las diferencias alcanzan 10.1 % para el Estero Receptor y 6.5 % para el Estero Tributario. Aguas estero abajo las diferencias son de -6.7 % para el Estero de Referencia y de -29.1 % para la Zona Intermedia. Por otra parte, los valores instantáneos de concentración, indican que el NO_3 disminuye considerablemente en la zona de descarga de la Granja Camaronícola (Figura 5.12(d)), debido a que la concentración de este nutriente crece en función del NH_4 , lo que produce que su crecimiento sea más gradual y permite que la dispersión de la marea actúe por más días.

¹Los valores negativos indican que las concentraciones en Marea Muerta son superiores que en Marea Viva

5.6.2.3. *PHY*

Los resultados indican que en los días cercanos a la descarga, el *PHY* crece consumiendo directamente el *NH4*, pues el decrecimiento de este nutriente coincide con inicio del crecimiento del *PHY* (Figuras 5.10(e) y 5.10(f)). Además, la máxima concentración de *PHY* ocurre en el día 12, cuando las concentraciones de *NH4* son mínimas. Cuando las concentraciones de *NH4* son bajas, el *PHY* comienza a consumir *NO3*, lo que produce una significativa reducción de este nutriente aproximadamente el día 12 y recupera su valor para el día 15, recobra sus valores base. También este trazador presenta una dispersión más alta en Marea Muerta en Marea Viva. Para las concentraciones instantáneas se observa que existen pequeñas diferencias en el Estero Receptor, sobre todo en los días posteriores al máximo de concentración (Figura 5.13(a)). En cambio para el Estero Tributario y la Zona Intermedia los valores son muy similares para ambos experimentos (Figura 5.13(b) y 5.13(c)). En la zona cercana a la descarga, las diferencias entre los máximos son del 9.6 % para el Estero Receptor y de 5.3 % para el Estero Tributario, y para las zonas estero abajo: 7.8 % para el de Estero de Referencia. En el caso del Estero de Referencia el *Var* % es mucho más bajo que en los casos anteriores, -0.2 %.

La disminución de la diferencia entre los dos escenarios Esta caída en los porcentajes en la zona baja del estero se debe a que el crecimiento del *PHY* se distribuye en las dos fases de marea (viva y muerta). Efectivamente, *PHY* inicia su crecimiento 5 días después de la descarga y su etapa máxima de crecimiento dura 14 días, período que se distribuye entre las dos fases de marea.

5.6.2.4. *ZOO*

Los resultados indican que el *ZOO* alcanza su máximo de crecimiento aproximadamente 30 días después del inicio de la descarga, posteriormente se observa una disminución gradual en su concentración. En lo que respecta a la comparación entre Marea Viva y Marea Muerta, los resultados indican que existen pocas diferencias para el *ZOO*. En la zona cercana a la descarga las diferencias son 1.9 % para el Estero Receptor, -1.4 % para el Estero Tributario, para las zonas estero abajo: 0.0 % en el de Estero de Referencia y 1.3 % en la Zona Intermedia.

Los valores instantáneos indican que el *ZOO* es poco afectado por el escenario escogido durante los primeros 20 días de iniciada la descarga posteriormente para el Estero Receptor y el Estero Tributario (Figura 5.13(d) y 5.13(f)), los valores se desvían un poco, con mayores concentraciones en el escenario de Marea Viva que en Marea Muerta. Este trazador presenta una alta influencia de las mareas en la Zona Intermedia lo que se refleja en su alta variabilidad (Figura 5.13(f)).

Los resultados indican pues que el *ZOO* es poco afectado por la marea al inicio de la descarga, debido que su máximo se presenta días después de ésta. Su lento crecimiento, produce que sus concentraciones máximas se distribuyan a lo largo de un ciclo de marea (28 días), por lo que, de la misma manera que el *PHY*, su óptimo crecimiento sucede en diferentes fases de marea.

5.6.2.5. *DET*

Las fuentes del *DET* son el *PHY* y el *ZOO*, por lo que para este trazador existen dos máximos (Figura 5.11(b) 5.11(a)). El primer máximo (15 días) se produce por la mortalidad del *PHY* y el segundo (29 días) se debe a la mortalidad y a la producción de partículas fecales por parte del *ZOO*. Pasado el segundo máximo, los valores del *DET* comienzan a disminuir. Los sumideros de este trazador son la remineralización y la sedimentación, y no simularse un aumento significativo de *NH4*, se infiere que el *DET* se está acumulando

en los sedimentos.

En lo que respecta a la comparación de las descargas, en las zonas cercanas a la granja: 1.7 % para el Estero Receptor y -4.3 % para el Estero Tributario; para las zonas estero abajo: 4.5 %, Estero de Referencia y 9.37 %, Zona Intermedia. Los resultados instantáneos de concentración indican que, aunque las concentraciones son similares, en el segundo máximo de crecimiento las concentraciones de *DET* son menores en Marea Muerta que en Marea Viva, sobre todo en el Estero Tributario.

5.6.2.6. *BAC*

Para las *BAC* el máximo de crecimiento se registra el día (Figuras 5.11(d) y 5.11(c)), comportamiento muy similar al del *PHY*. Los valores indican que las *BAC* comienzan a consumir el *NH4* descargado por la granja. Cuando el amonio disminuye considerablemente su concentración, las bacterias asimilan al *DOC* y al *DON*, lo cual se refleja en la lenta caída de la concentración de este trazador en comparación del *PHY*.

Los resultados indican que las diferencias la concentración de bacterias es del orden del 10 % mayor en el caso de la descarga durante Marea Viva.

5.6.2.7. *DOC* y *DON*

Para el *DON* los resultados indican que en los días posteriores a la descarga su concentración aumenta debido principalmente a la exudación del *PHY*, es por esto que su máximo se presenta en el día 10 (Figuras 5.11(e) y 5.11(f)). Posteriormente la concentración de este trazador disminuye, pero se vuelve a incrementar a partir del día 20, esto se debe a la mortalidad de las *BAC* y a la disolución del *DET*.

El comportamiento del *DOC* es muy similar al del *DON*, aunque este es consumido más rápidamente, debido a que en estas condiciones existe una gran cantidad de *NH4*, por lo que las *BAC* fijan el carbono del *DOC*.

En la comparación de los escenarios de las cargas los resultados indican que las diferencias se encuentran en el orden de 10 % (Tablas 5.7, 5.8, 5.9 y 5.10). Por otra parte, a diferencia de los trazadores anteriores, el *DOC* y el *DON* presentan sus máximos con el escenario de descarga durante la muerte. Este comportamiento se debe a que sus máximos ocurren localizados en el día 10, momento en que la marea vuelve a muy similar a la que se presenta al inicio de la descarga (Figuras 5.15(a) 5.15(b) y 5.15(c)).

5.6.2.8. *SER* y *SEL*

Los resultados del sedimento refractario (fracción que no se remineraliza) indican que las concentraciones aumentan rápidamente al inicio de la descarga en todas las zonas estudiadas. . Posteriormente se observa en todas las zonas un crecimiento regular y lento, siendo relativamente más rápido en el Estero Receptor. Ello se debe a que el *SER* se comporta como un compartimento sumidero definitivo en el modelo. En el mismo sentido, tampoco se observa un máximo a los 50 días de simulación.

Para el *SEL* (fracción del nitrógeno de rápida remineralización), los resultados indican que usando la formulación utilizada en el presente trabajo, la remineralización es muy rápida, por lo que el modelo no simula acumulación del *SEL*.

Tabla 5.7: Concentraciones máximas de las variables biogeoquímicas en el *Estero Receptor*, valores en mmol m^{-3} .

Trazador	Marea Viva	Marea Muerta	%
<i>NH4</i>	77.52	76.44	1.4
<i>NO3</i>	20.16	18.31	10.1
<i>PHY</i>	24.37	22.23	9.6
<i>ZOO</i>	2.20	2.16	1.9
<i>BAC</i>	4.78	4.37	9.3
<i>DET</i>	1.46	1.47	1.7
<i>DON</i>	0.27	0.29	-6.9
<i>DOC</i>	11.54	12.45	-7.4

Tabla 5.8: Concentraciones máximas de las variables biogeoquímicas en el *Estero Tributario*, valores en mmol m^{-3} .

Trazador	Marea Viva	Marea Muerta	%
<i>NH4</i>	19.10	19.28	-0.9
<i>NO3</i>	10.17	9.55	6.5
<i>PHY</i>	17.20	16.34	5.3
<i>ZOO</i>	2.07	2.10	-1.4
<i>BAC</i>	3.41	3.13	8.9
<i>DET</i>	1.12	1.17	-4.3
<i>DON</i>	0.34	0.34	9.37
<i>DOC</i>	14.58	14.86	-2.0

5.7. Discusión de la simulación de las descargas de la granja

Los resultados del modelo son consistentes con los reportados en la literatura. McKinnon et al. (2002) y Trott y Alongi (2000) observan que las descargas de una granja camaronícola, en un estero subtropical en Australia no afectan las concentraciones de los nutrientes disueltos; en cambio los nutrientes particulados, la materia orgánica suspendida y la clorofila *a* se incrementan significativamente. Este comportamiento es correctamente simulado en el presente trabajo. Si bien la rápida asimilación de *NH4* y *NO3* puede dificultar su detección en condiciones de campo. El *PHY* medido en forma de clorofila *a* y los materiales particulados como: el *DET* y el *ZOO* son más fácilmente medidos en forma de materia orgánica suspendida. Esta materia orgánica suspendida en la columna de agua puede reducir las concentraciones de oxígeno disuelto y aumentar la demanda biológica de oxígeno, tal y como está descrito por Trott y Alongi (2000) para las aguas receptoras

Tabla 5.9: Concentraciones máximas de las variables biogeoquímicas en el *Estero de Referencia*, valores en mmol m^{-3} .

Trazador	Marea Viva	Marea Muerta	%
<i>NH4</i>	9.98	11.09	-10.1
<i>NO3</i>	7.70	8.25	-6.7
<i>PHY</i>	19.32	17.92	7.8
<i>ZOO</i>	2.22	2.22	0.0
<i>BAC</i>	3.41	3.17	7.6
<i>DET</i>	1.08	1.03	4.5
<i>DON</i>	0.39	0.40	-2.5
<i>DOC</i>	16.87	17.48	-3.5

Tabla 5.10: Concentraciones máximas para variables biogeoquímicas en la *Zona Intermedia*, valores en mmol m^{-3} .

Trazador	Marea Viva	Marea Muerta	%
<i>NH4</i>	1.61	2.56	-37.1
<i>NO3</i>	1.46	2.06	-29.1
<i>PHY</i>	5.26	5.27	-0.2
<i>ZOO</i>	0.80	0.79	1.3
<i>BAC</i>	1.12	1.03	8.7
<i>DET</i>	0.35	0.32	0.0
<i>DON</i>	0.26	0.29	-10.3
<i>DOC</i>	9.91	11.21	11.59

de una granja camaronícola en Queensland, Australia.

Biao et al. (2004) también observan que existe un incremento significativo de clorofila *a* y demanda biológica de oxígeno, a la vez que los autores también registra un aumento de los nutrientes disueltos. Este mismo comportamiento es medido por Costanzo et al. (2004), quienes informan que la concentración de clorofila *a* y el *NH4* se incrementan con descarga de la granja. Estas discrepancias sobre la presencia de los nutrientes disueltos quizá se deban a las condiciones locales de los ecosistemas o las técnicas empleadas.

Para el Estero de Urías, el estudio previo Cardoso-Mohedano (2004) indica que los únicos factores que se incrementan en la poscosecha son la clorofila *a* y los sólidos suspendidos totales, caso similar al encontrado por Quiñonez-Gallardo (2008), quien indica que el nitrógeno orgánico particulado se incrementa en las últimas etapas de la Granja Camaronícola, y que su máximo se alcanza durante la cosecha, sus más altas

concentraciones se registran en el [Estero Receptor](#) y disminuyen estero abajo.

En general, los autores coinciden con que los nutrientes, sobre todo los disueltos, descargados por las granjas de cultivo de camarón, no cambian el estado trófico del sistema ya que son rápidamente asimilados por la biota y posteriormente son sedimentados, como es observado en los resultados del presente trabajo.

Por otra parte en el estudio previo, el incremento de los sólidos totales suspendidos disminuyó a los 10 días de terminada la cosecha (Figura 5.17). Sin embargo en cambio los resultados del modelo indican que las concentraciones del *DET* son altas durante ese mismo lapso de tiempo; es posible que el presente trabajo no se estén simulando totalmente los procesos de sedimentación que ocurren en el [Estero de Urías](#).

Diversos autores observan un impacto de las descargas sobre la salinidad. Este impacto es también correctamente simulado en este trabajo. Los resultados indican que las aguas hipersalinas sólo afectan a la [Cabeza Lagunar](#), principalmente al [Estero Receptor](#) (Figura 5.18(a)), y que los valores se recuperan a los 25 días de terminada la descarga (Figura 5.18(b)).

Los resultados de la simulación del modelo biogeoquímico acoplado indican que el *NH4* descargado por la granja es rápidamente incorporado a los otros compartimientos biológicos. Los nutrientes disueltos recuperan sus valores iniciales ~5 días de terminada la descarga. Estos son asimilados primero por el *PHY* y las *BAC*, los cuales presentan un máximo aproximadamente a los 15 días. Posteriormente el nitrógeno de la [Granja Camaronícola](#) es transferido a otros niveles tróficos: *ZOO*, con un máximo de concentración a los 30 días, y el *DET*, con su valor más alto a los 31 días. Es decir, en menos de un ciclo de marea el nitrógeno disuelto descargado por la granja es asimilado por el ecosistema del [Estero de Urías](#), al mismo tiempo la dispersión de marea disminuye las concentraciones de los trazadores en la columna de agua.

No obstante, la dispersión en los canales secundarios es la más baja del todo el estero, la [Cabeza Lagunar](#) es la zona con las velocidades de marea más bajas y el tiempo de residencia más alto (~75 días) de todo el [Estero de Urías](#) (sección 4.3). Además los fuertes gradientes de densidad que existen entre la [Cabeza Lagunar](#) y la [Zona Intermedia](#) impiden que los trazadores sean exportados a la zona media, y mucho menos afuera del estero.

Es decir a los 50 días después de la descarga, los analitos son dispersados fuera del [Estero Receptor](#), pero se quedan prácticamente dentro de la [Cabeza Lagunar](#), esto se puede corroborar con la concentración del [Trazador Conservativo](#), se puede observar en la figura 5.19, a los 50 días de simulación la gran mayoría de este trazador se encuentra contenida en de la [Cabeza Lagunar](#). Se observa el mismo comportamiento para algunos de los trazadores biogeoquímicos como: *NH4*, *PHY*, *ZOO* y *DET* (Figura 5.20).

Esta información es de utilidad para la gestión de la [Granja Camaronícola](#), ya que esta puede presentar un efecto de autocontaminación; prácticamente cualquier contaminantes que se descargue (por ejemplo metales, antibióticos, virus o bacterias que afecten al camarón) quedará acumulado en la zona alta del estero y podría entrar de nuevo a la [Granja Camaronícola](#) a través del [Estero Tributario](#). Este puede no ser el caso para los nutrientes descargados por la granja, debido a su rápida asimilación por el ecosistema.

La comparación de los escenarios de descarga en [Marea Viva](#) y [Marea Muerta](#) indican que existen dos tipos de trazadores:

- Los que aumentan su concentración rápidamente con las descargas de la [Granja Camaronícola](#): *NH4*, *NO3*, *DON* y *DOC*. Para estos, sus concentraciones son afectadas por las condiciones de marea en la que se descargan.
- Los que crecen más lentamente y depende de los nutrientes disueltos. Este tipo de trazadores son poco

afectados por las condiciones de marea en la que son descargados.

Esta información puede ser útil para otros trazadores no simulados en el presente trabajo, como el nitrito o el fosfato. Si su tiempo de crecimiento es menor a medio ciclo de marea, sus máximos presentarán diferencias dependiendo de las condiciones de marea en la que fueron descargados; en cambio los trazadores con crecimientos superiores a medio ciclo de marea serán poco afectados por el momento de la descarga.

En el presente trabajo, resultados indican que para nutrientes disueltos los máximos de concentración se registran en el último día de la descarga de la [Granja Camaronícola](#), lo que sugiere que para la gestión de las descargas de la [Granja Camaronícola](#) es más importante determinar cuál será la condición de marea al final de la descarga, que la condición a su inicio.

Para una óptima gestión de las descargas debe de tomar en cuenta el inicio y el tiempo total de descargas y las condiciones de marea que se tendrán al final de ésta. Para una disminución de las máximas concentraciones de los contaminantes en el punto receptor, el último momento de la descarga debe coincidir con el máximo de marea. De esta forma se pueden llegar a disminuir los impactos de la [Granja Camaronícola](#) en $\sim 10\%$.

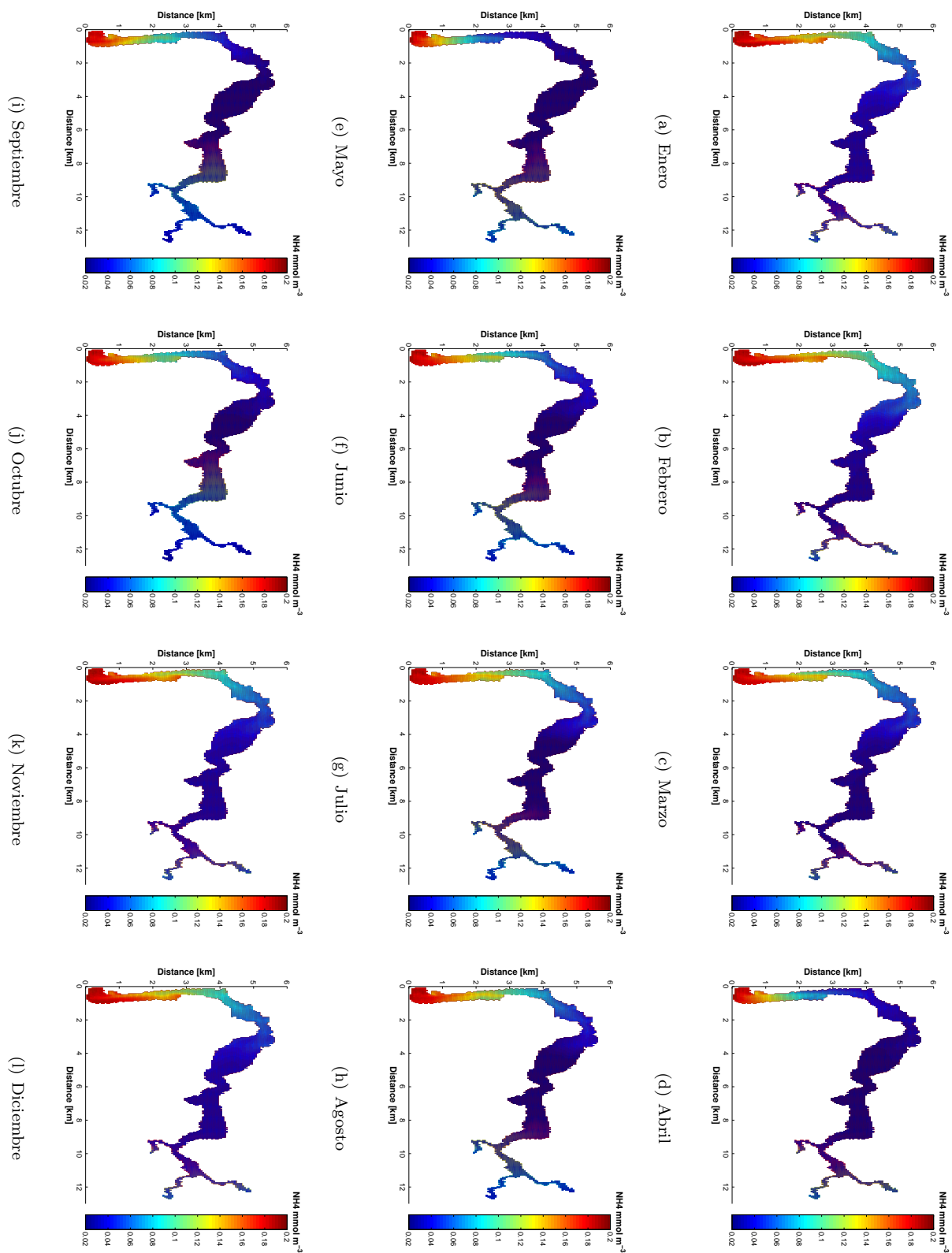
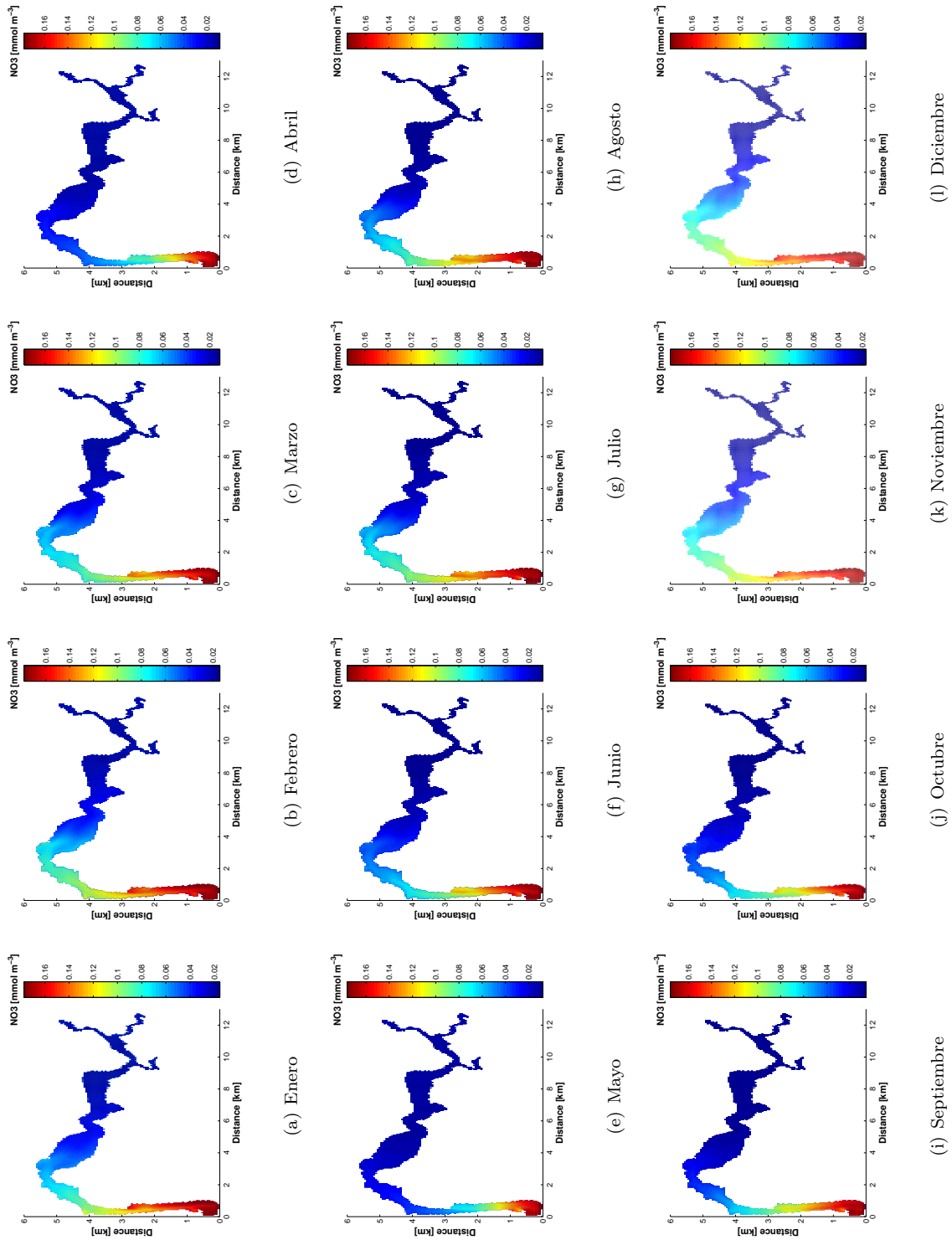


Figura 5.3: Promedio mensual de la concentración de NH_4 .

Figura 5.4: Concentración promedio mensual de NO_3^- .

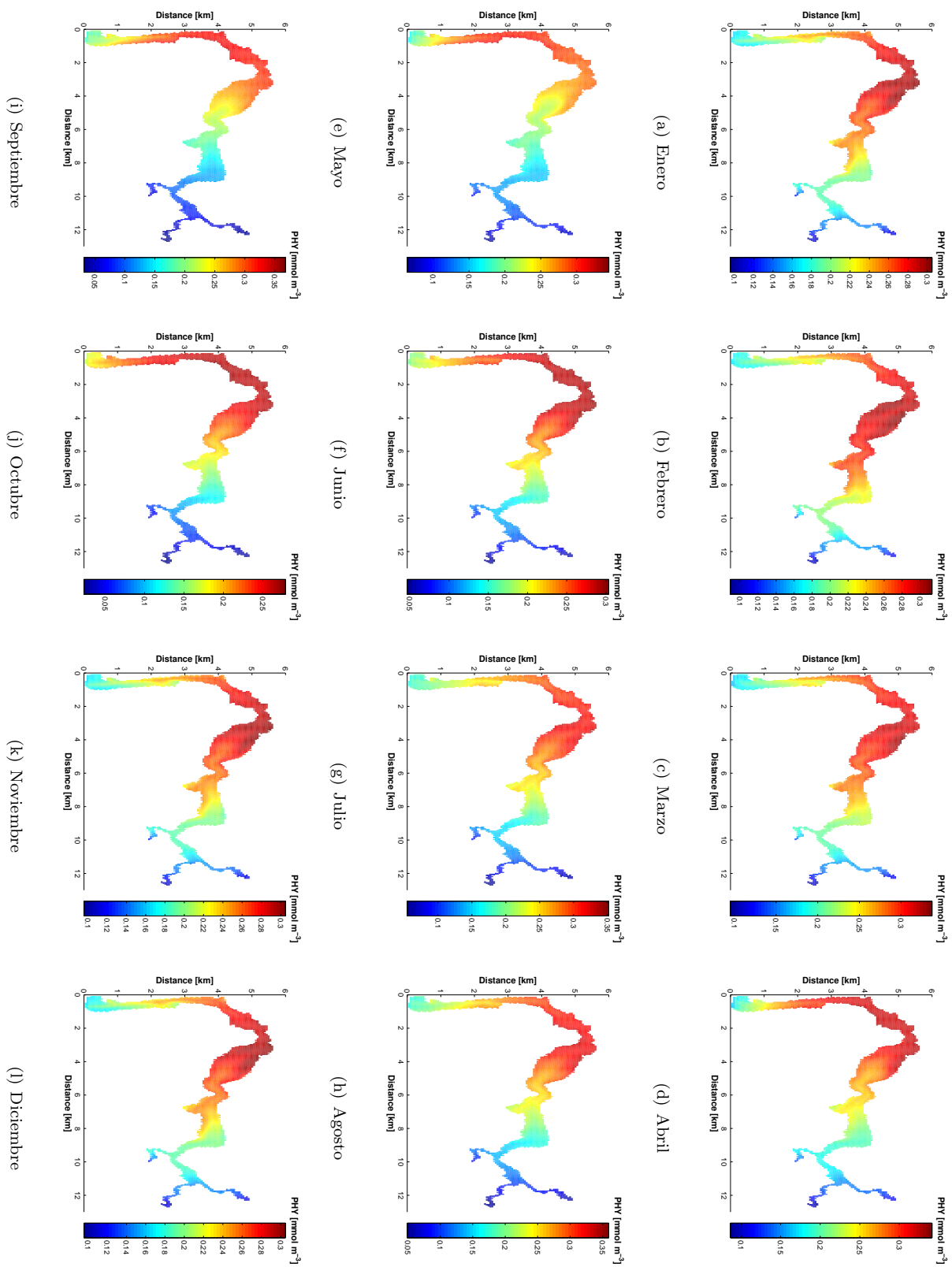


Figura 5.5: Concentración promedio mensual de PHV.

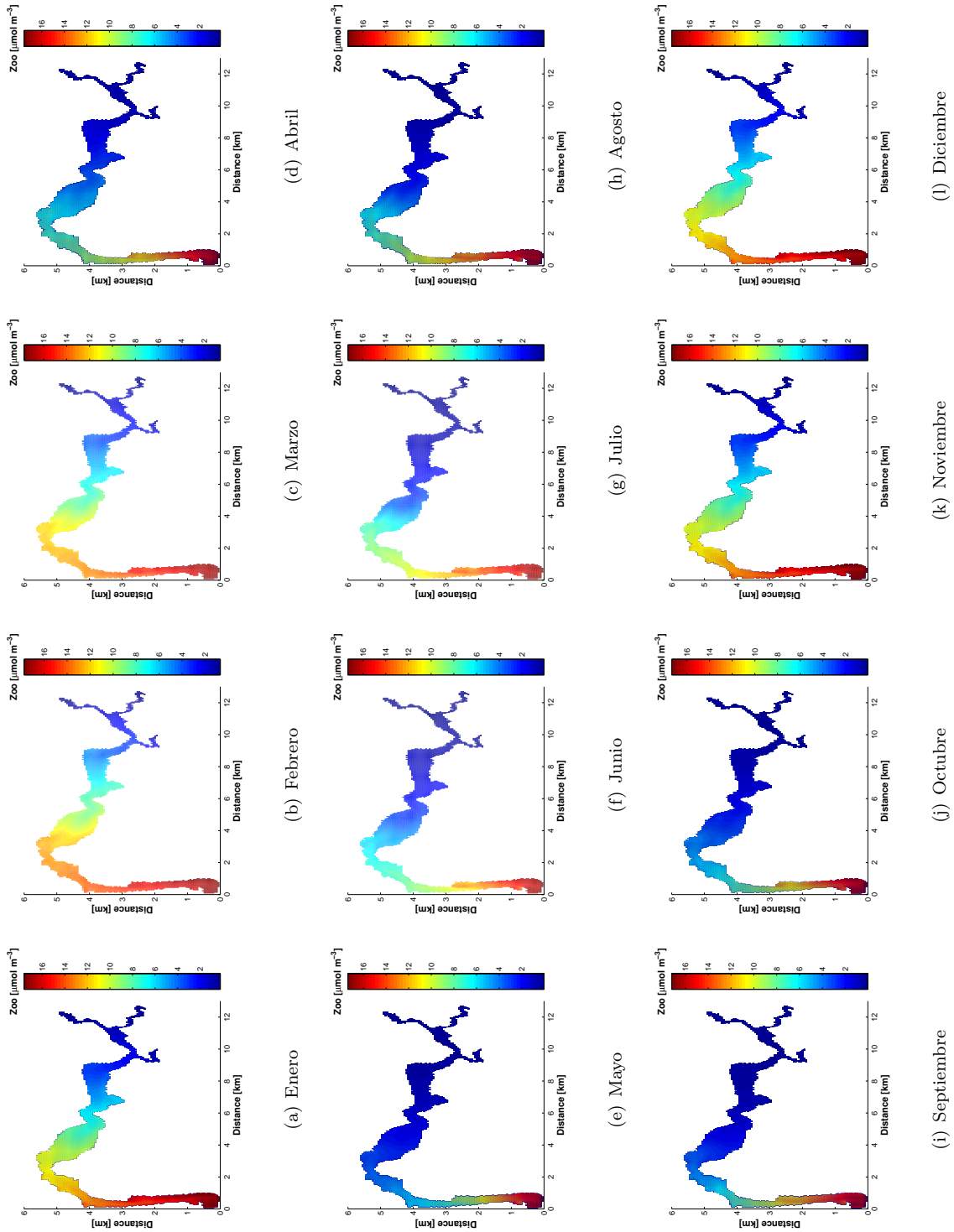


Figura 5.6: Promedio mensual de la concentración de ZOO.

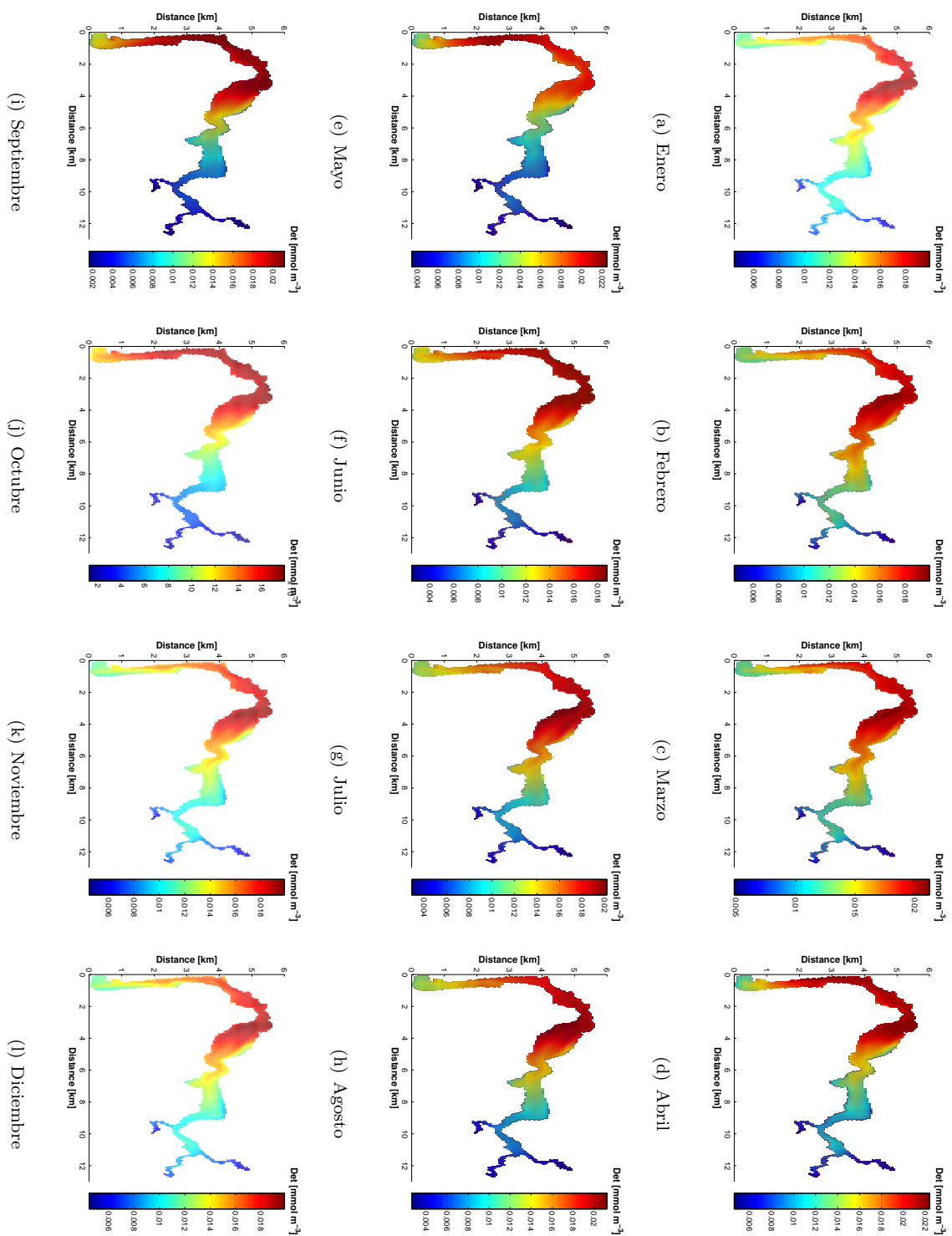


Figura 5.7: Promedio mensual de la concentración de DET.

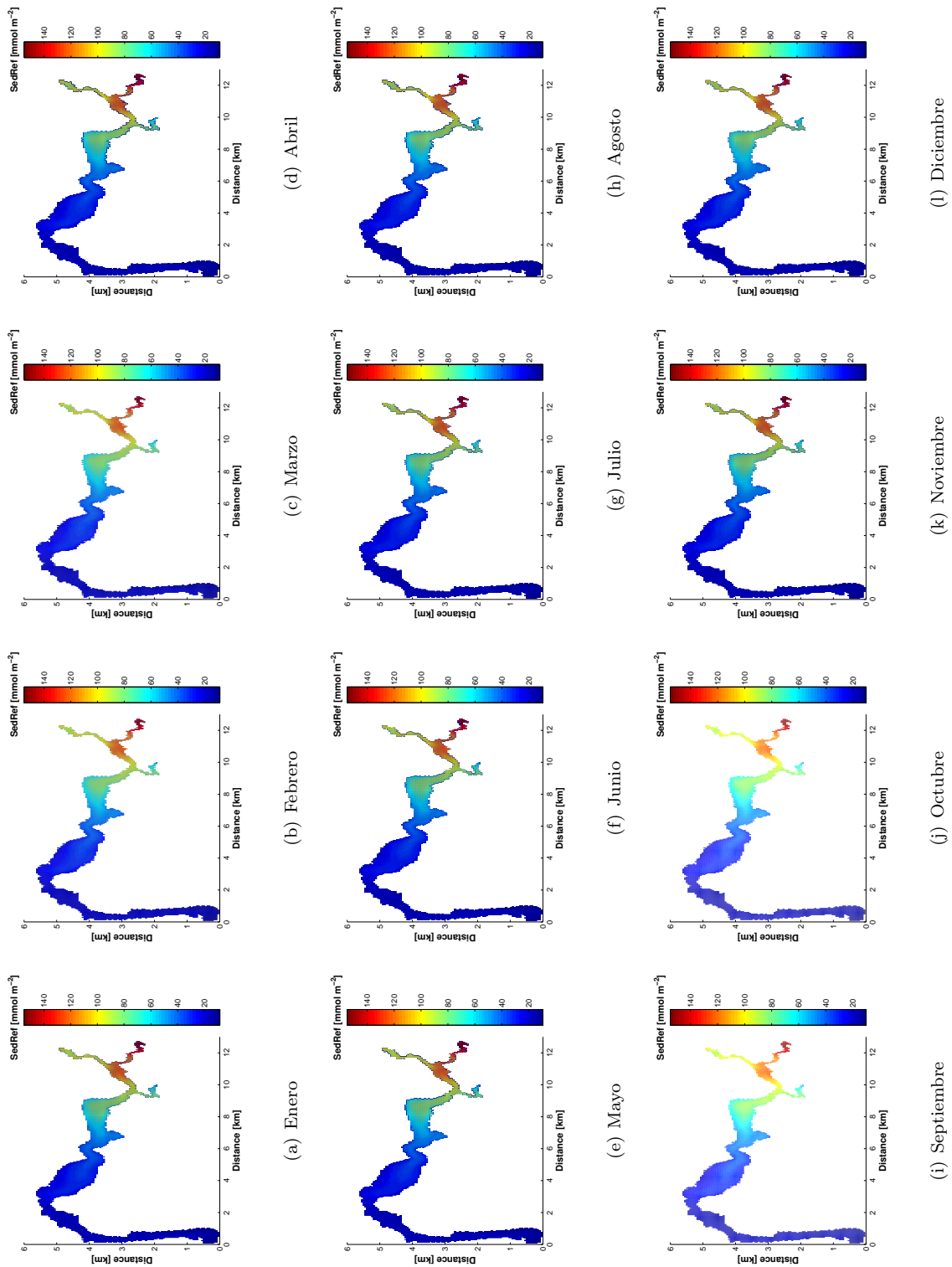
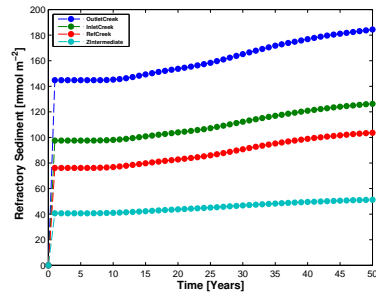
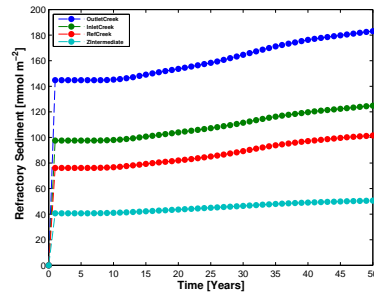


Figura 5.8: Concentración promedio mensual de SER .

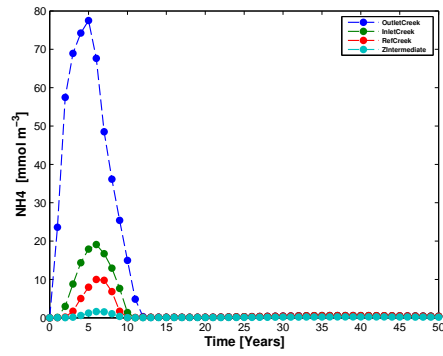


(a) *SER*

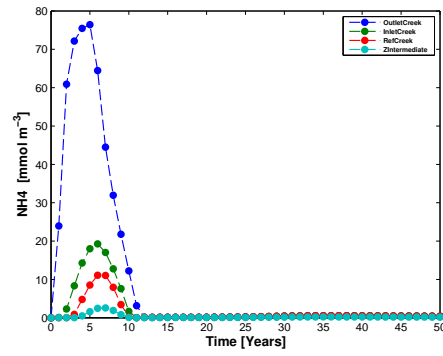


(b) *SER*

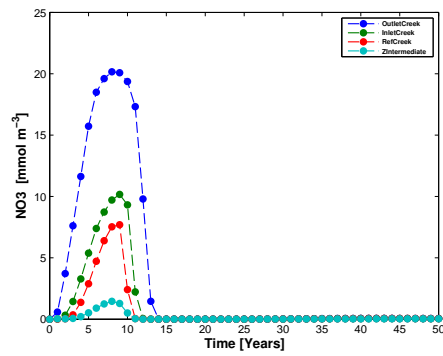
Figura 5.9: Resultados de la simulación del *SER* en Marea Viva y Marea Muerta.



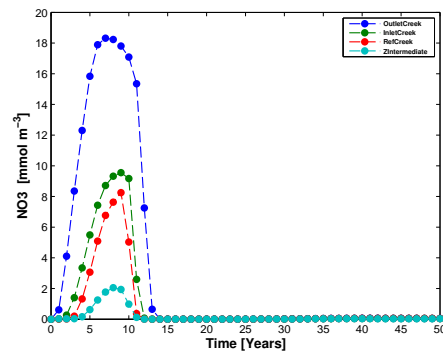
(a) NH4 marea viva



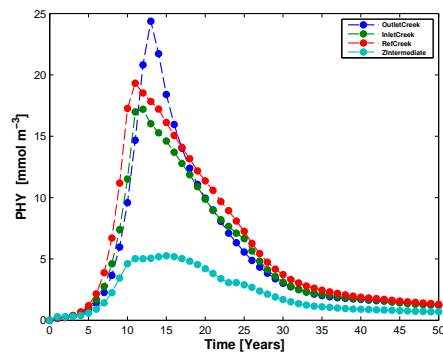
(b) NH4 marea muerta



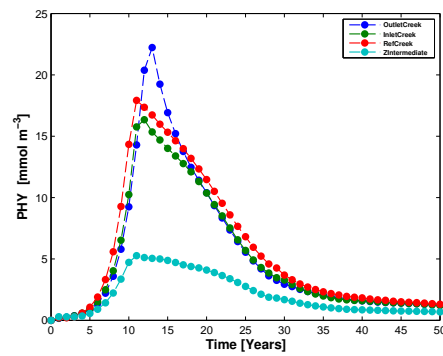
(c) NO3 marea viva



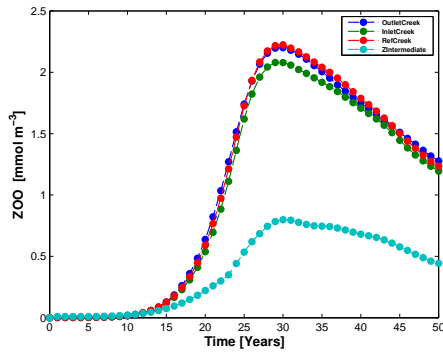
(d) NO3 marea muerta



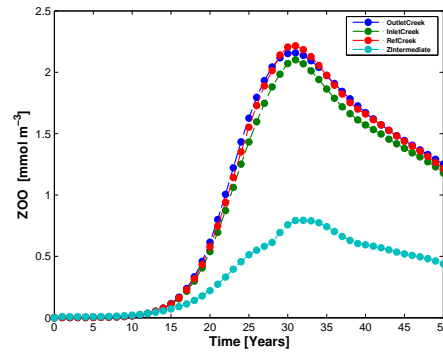
(e) PHY marea viva



(f) PHY marea muerta

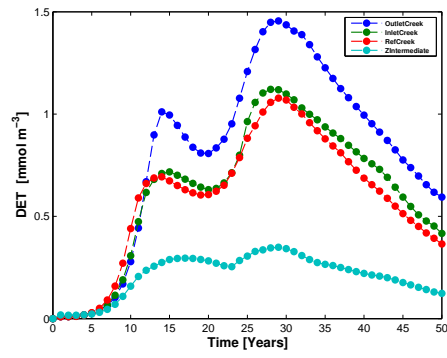


(g) ZOO marea viva

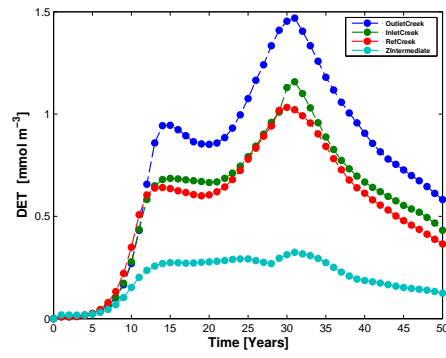


(h) ZOO marea muerta

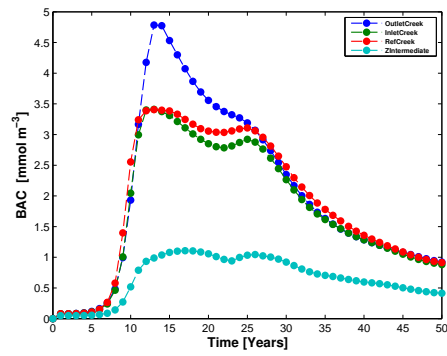
Figura 5.10: Resultado de la simulación de las descargas de la Granja Camaronícola en Marea Viva y Marea Muerta.



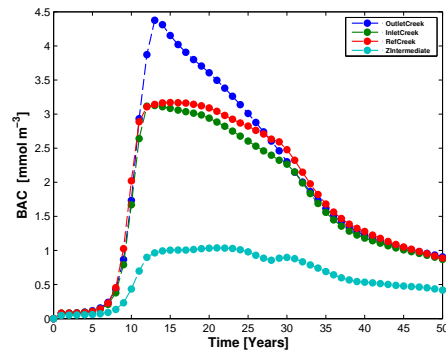
(a) DET marea viva



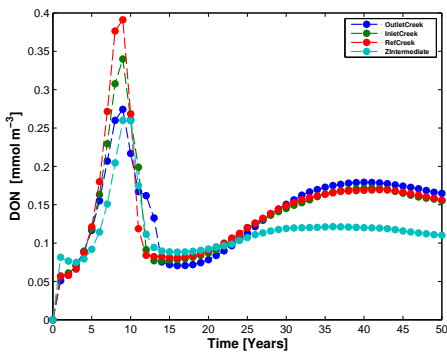
(b) DET marea muerta



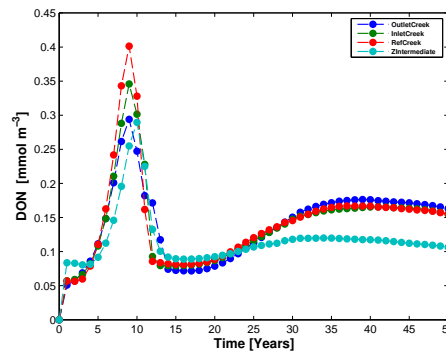
(c) BAC marea viva



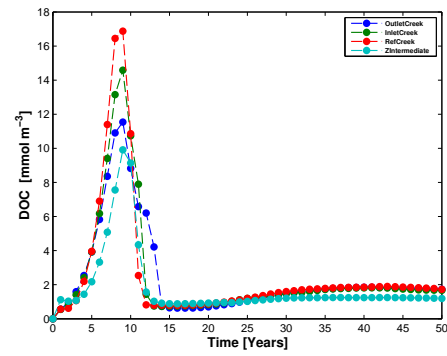
(d) BAC marea muerta



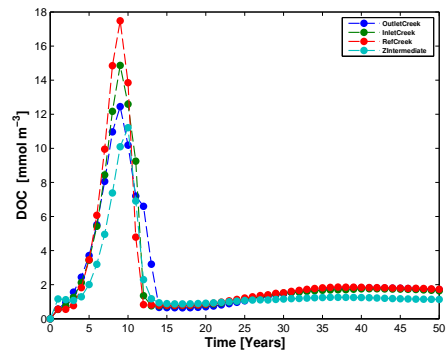
(e) DON marea viva



(f) DON marea muerta

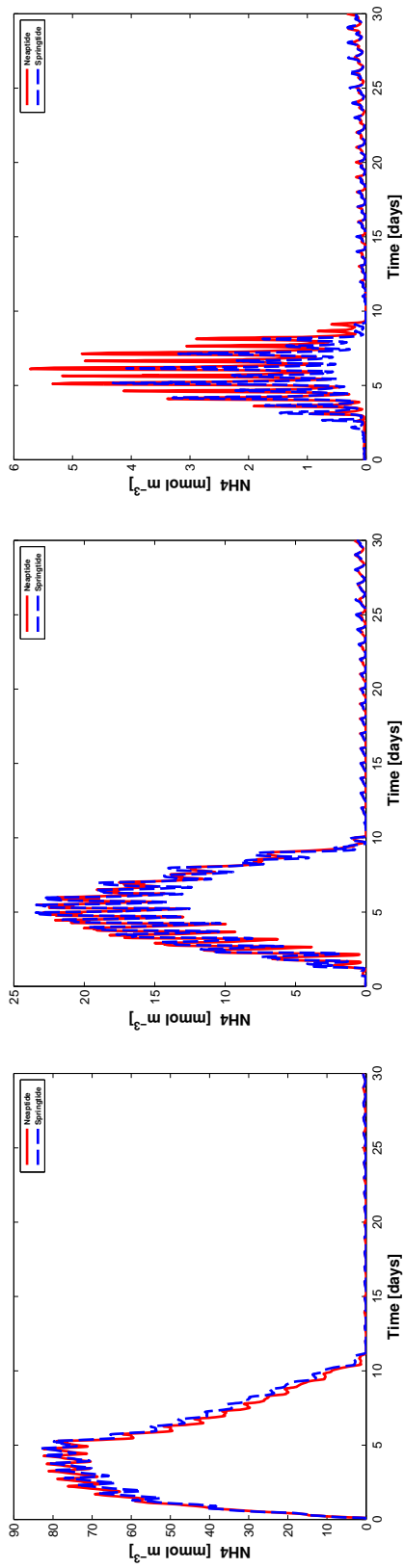
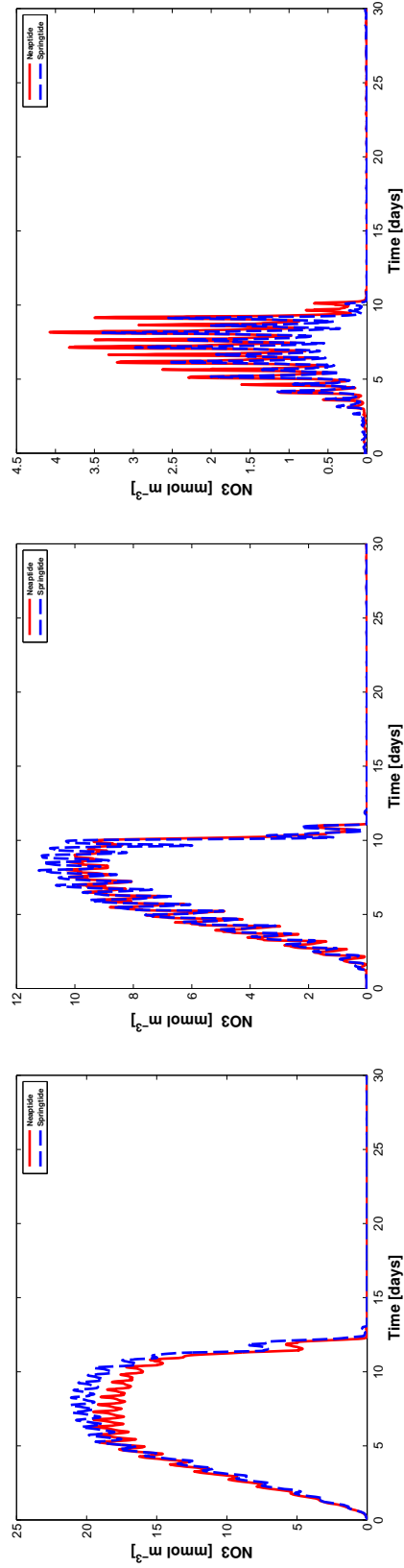


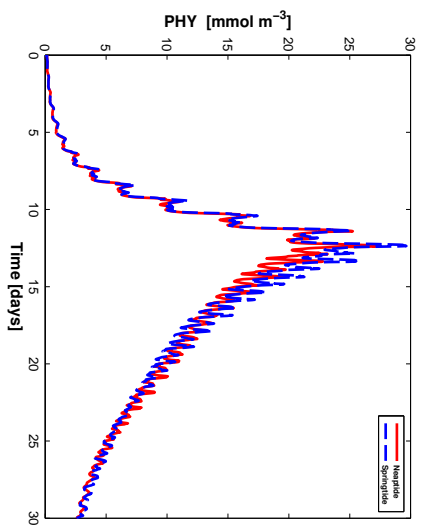
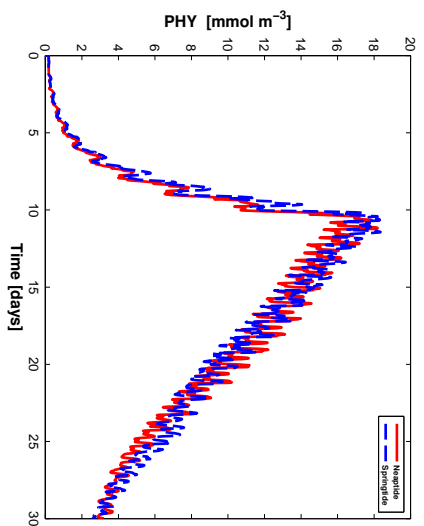
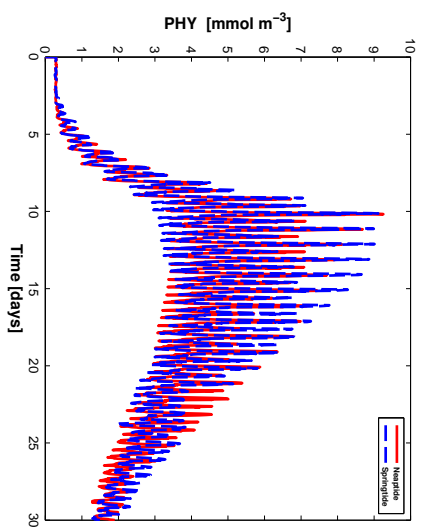
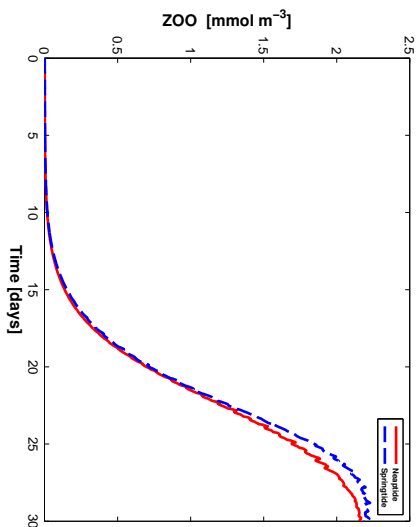
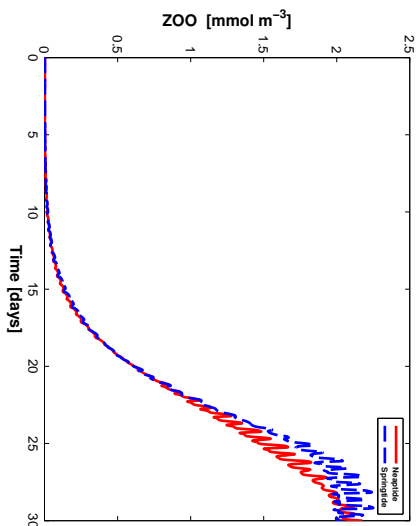
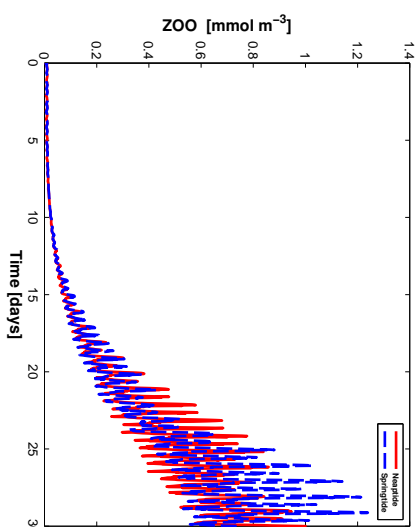
(g) DOC marea viva

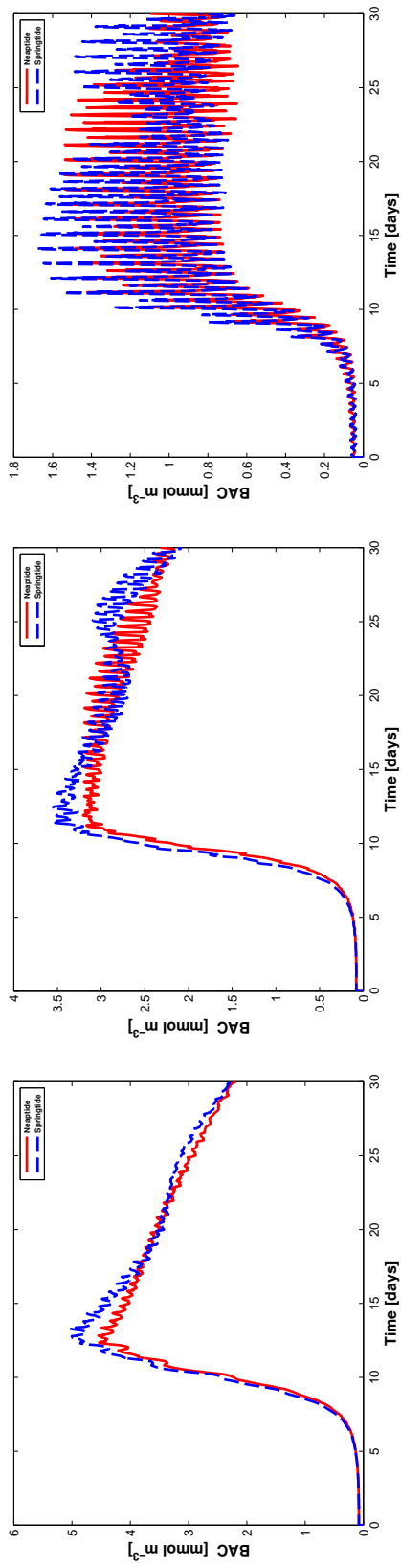
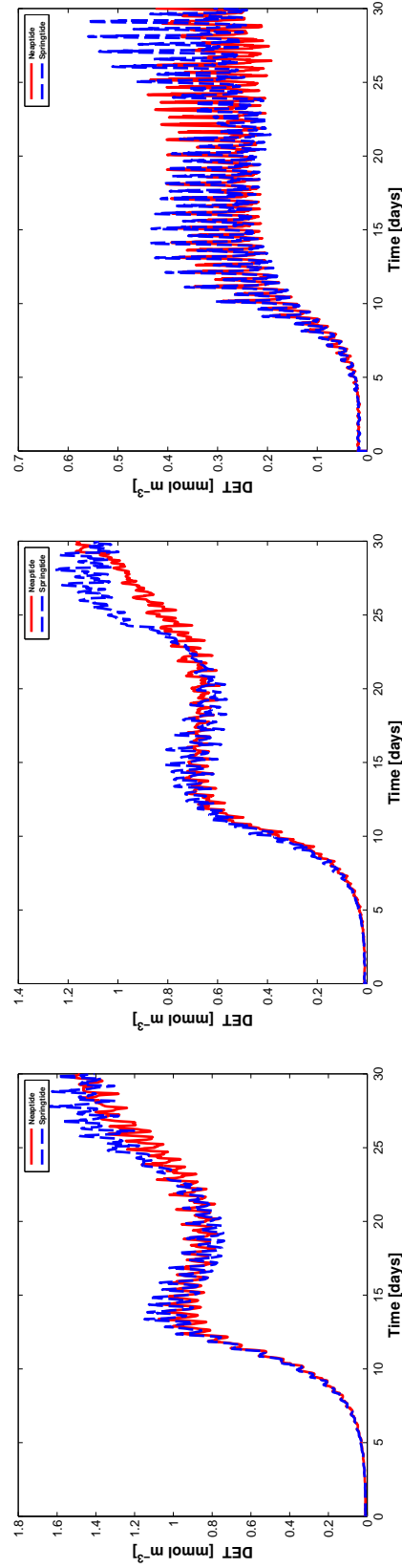


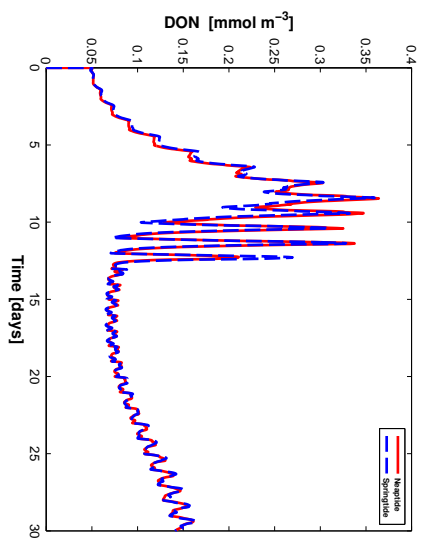
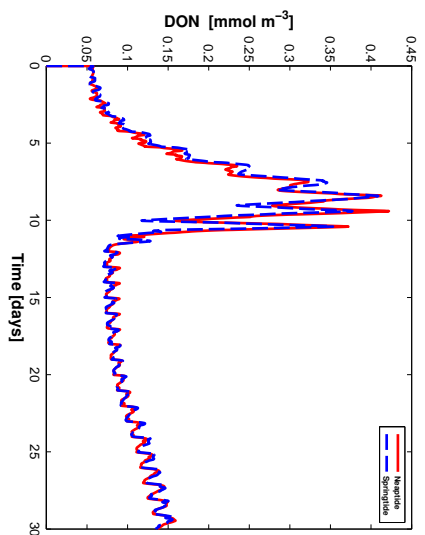
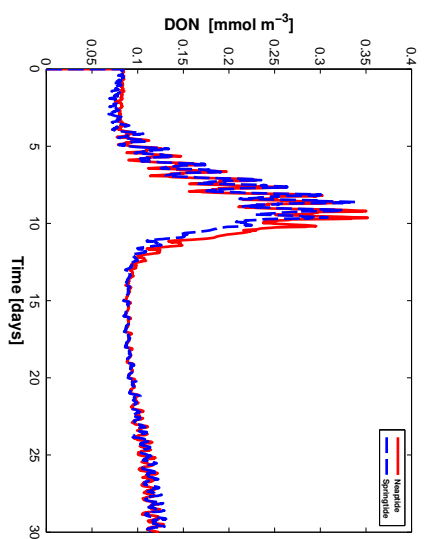
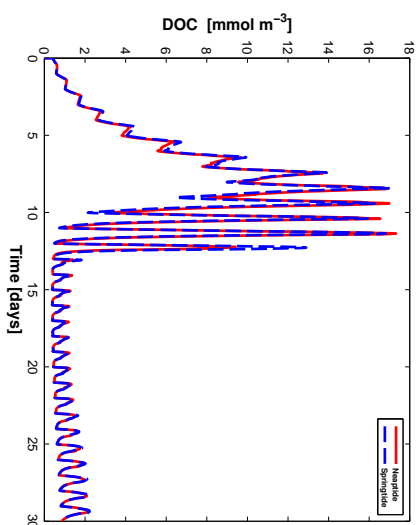
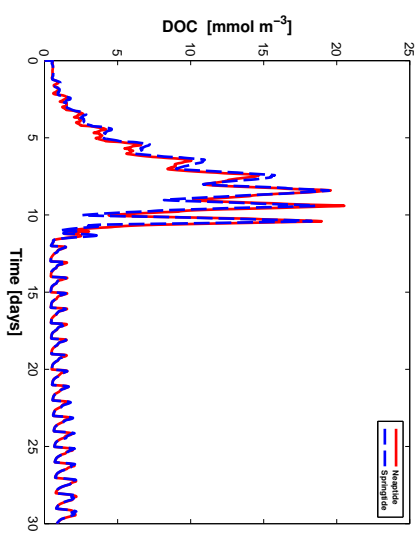
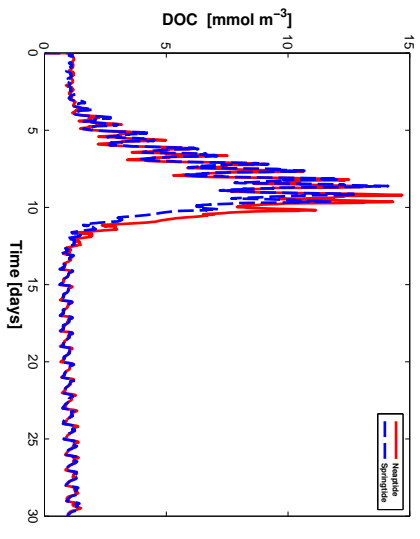
(h) DOC marea muerta

Figura 5.11: Resultado de la simulación de las descargas de la Granja Camaronícola en Marea Viva y Marea Muerta.

(a) NH_4 para Estero Receptor(b) NH_4 para Estero Tributario(c) NH_4 para Zona Intermedia(d) NO_3 para Estero Receptor(e) NO_3 para Estero Tributario(f) NO_3 para Zona Intermedia**Figura 5.12:** Comparación del NH_4 y el NO_3 para Marea Viva (Neap tide) vs Marea Muerta (Spring tide).

(a) PHY para Estero Receptor(b) PHY para Estero Tributario(c) PHY para Zona Intermedia(d) ZOO para Estero Receptor(e) ZOO para Estero Tributario(f) ZOO para Zona IntermediaFigura 5.13: Comparación del PHY y el ZOO para Marea Viva (Neap tide) vs Marea Muerta (Spring tide).

(a) BAC para Estero Receptor(b) BAC para Estero Tributario(c) BAC para Zona Intermedia(d) DET para Estero Receptor(e) DET para Estero Tributario(f) DET para Zona Intermedia**Figura 5.14:** Comparación del BAC y el DET para Marea Viva (Neap tide) vs Marea Muerta (Spring tide).

(a) *DON* para Estero Receptor(b) *DON* para Estero Tributario(c) *DON* para Zona Intermedia(d) *DOC* para Estero Receptor(e) *DOC* para Estero Tributario(f) *DOC* para Zona Intermedia**Figura 5.15:** Comparación del *DOC* y el *DON* para Marea Viva (*Neap tide*) vs Marea Muerta (*Spring tide*).

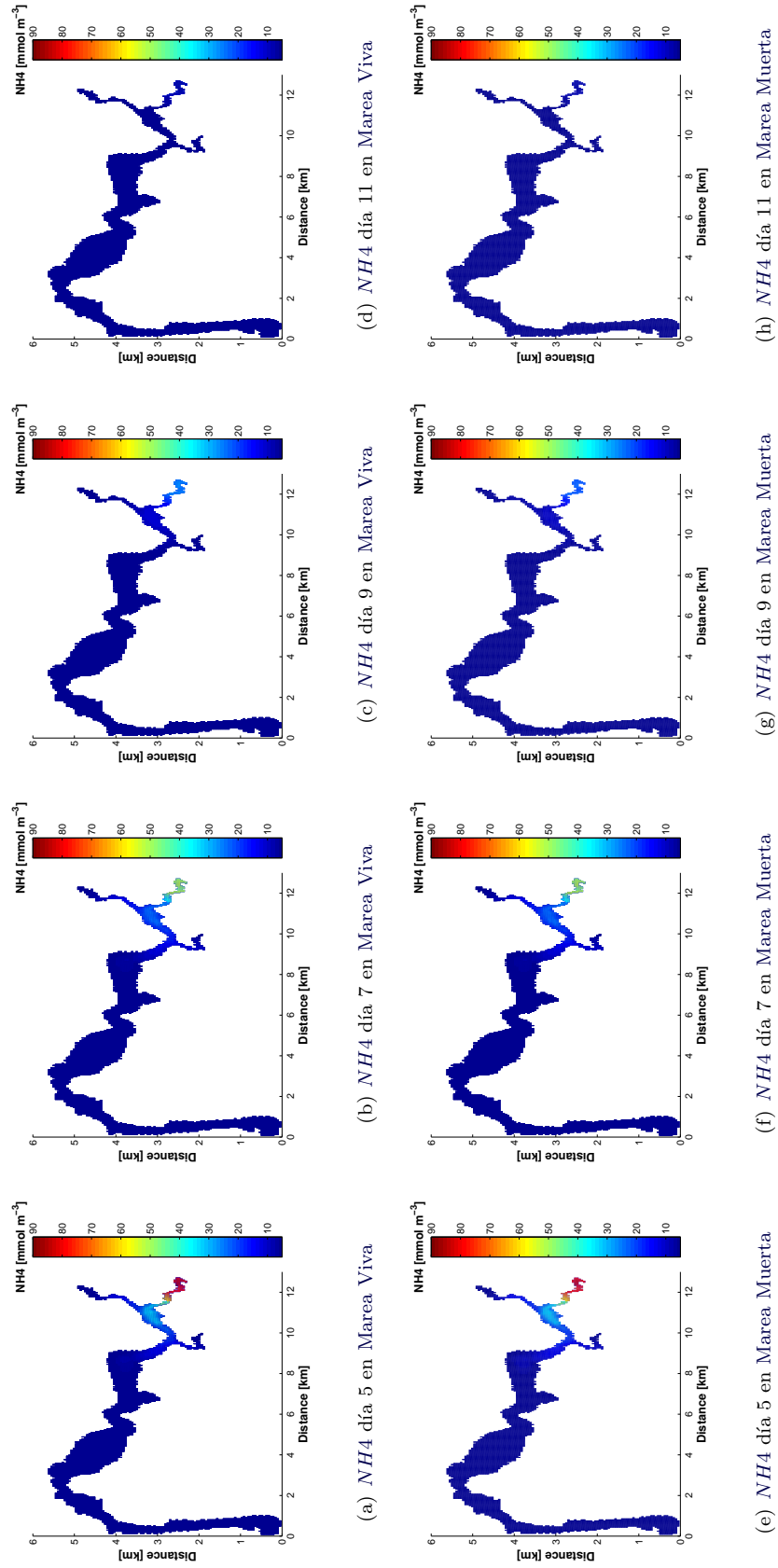


Figura 5.16: Concentración promedio diaria del NH_4 en Marea Viva y Marea Muerta.

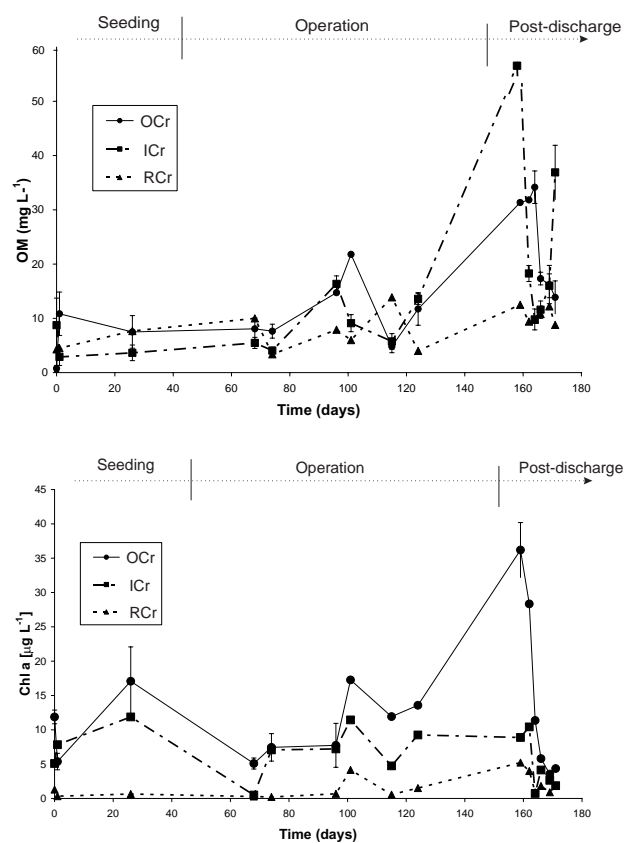
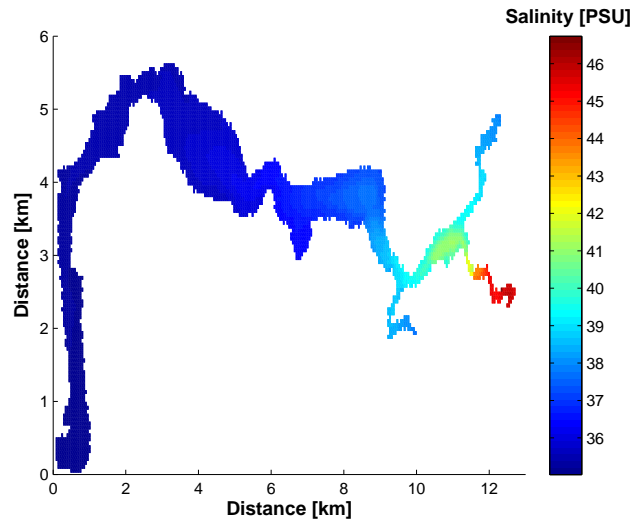
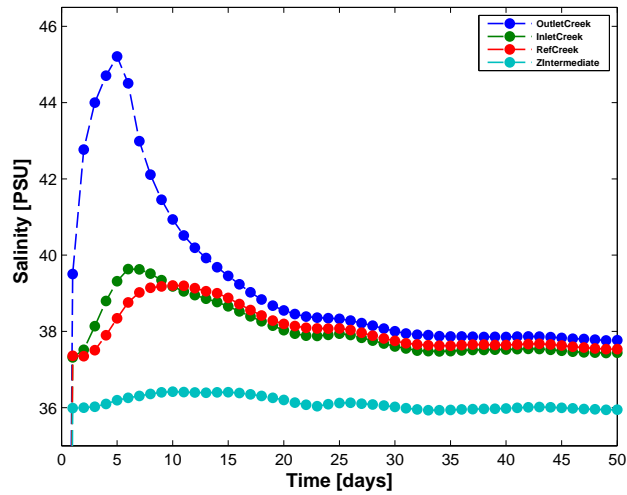


Figura 5.17: Impacto de la descarga de la Granja Camaronícola en las aguas receptoras del Estero de Urías para la Clorofila *a* (Chl *a*) y la materia orgánica (OM) para: Estero Receptor (OCr), Estero Tributario (ICr) y Estero de Referencia (RCr) (Cardoso-Mohedano, 2004).



(a) Salinidad a los 5 días de iniciada la descarga



(b) Promedio diario de Salinidad

Figura 5.18: Simulación del impacto de las descargas de la granja en los valores de salinidad

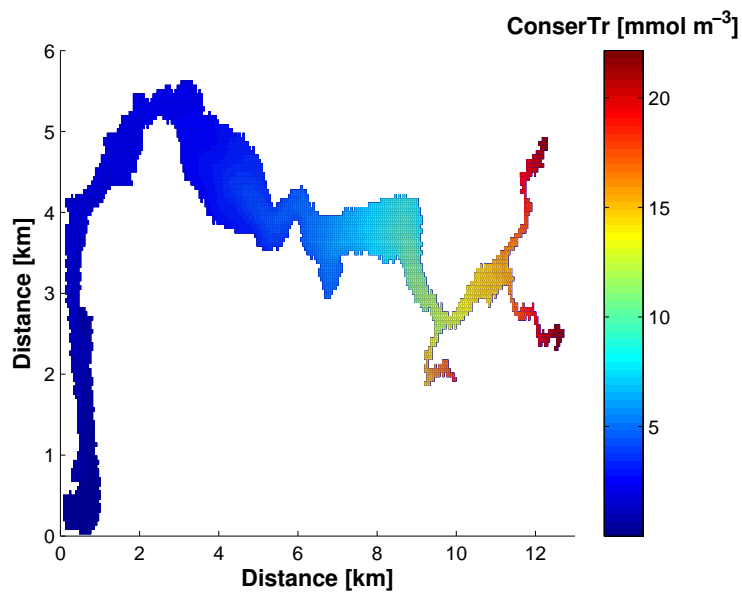


Figura 5.19: Concentración del Trazador Conservativo a los 50 días de la descarga.

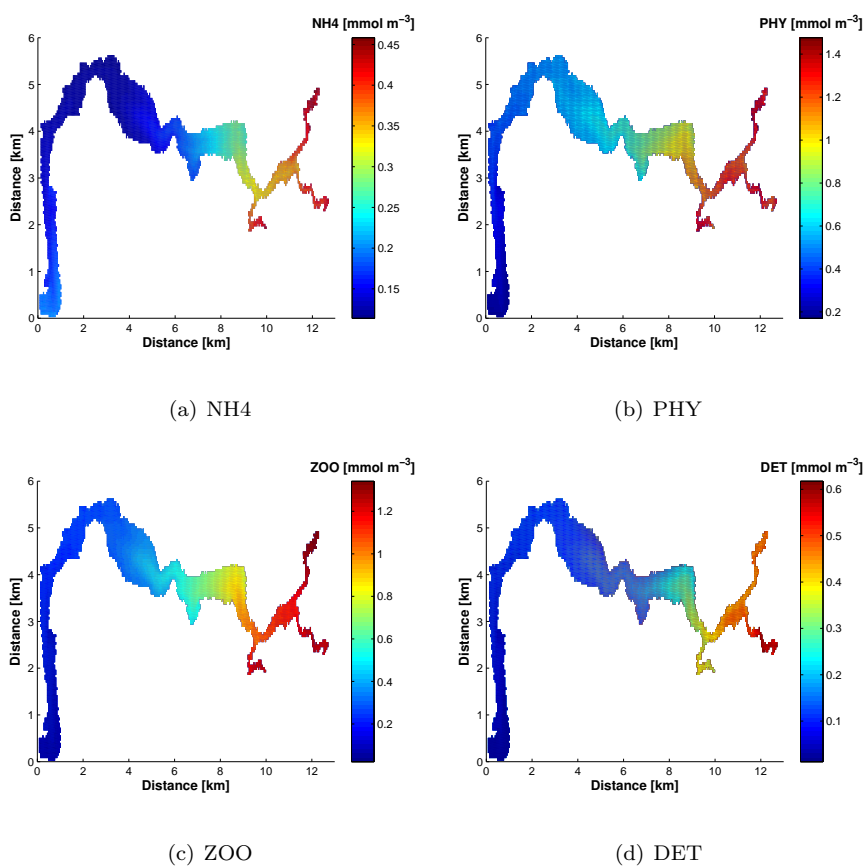


Figura 5.20: Concentraciones de trazadores biogeoquímicos a los 50 días de descarga.

Capítulo 6

Discusión final y perspectivas

6.1. Discusión final y conclusiones

A nivel mundial la pesca de especies silvestres se ha reducido significativamente en las últimas décadas debido a problemas de contaminación en los ecosistemas acuáticos y la sobreexplotación de las pesquerías. Sumado a esto existe un aumento de la necesidad de alimentos de alta calidad protéica. Una opción para la obtención de alimentos de calidad es el cultivo de especies acuáticas en granjas, la denominada acuicultura. Además esta actividad conlleva a beneficios económicos en las zonas en las que se establece.

No obstante, el desarrollo de la acuicultura en el mundo ha creado fuertes impactos en los ecosistemas en los que se desarrolla. Debido a esto existe una necesidad en la regulación y medición de los posibles impactos, a corto y largo plazo de las granjas de acuicultura. Además deben de desarrollar instrumentos que permitan simular futuros impactos y recomendar mejores prácticas dentro de las granjas con el objetivo de disminuir sus afectaciones a los ecosistemas.

Con el objetivo de ofrecer una herramienta que ayude a la gestión de las descargas de granjas camaronícolas en México, en el presente trabajo se desarrolló un modelo biogeoquímico acoplado que simula el impacto de los efluentes de una granja camaronícola en el Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa, México.

El Estero de Urías es una laguna costera urbanizada con un alto grado de presión ambiental. En este ecosistema se desarrollan diferentes tipos de actividades como la pesca deportiva y las actividades del puerto, a lo que se suman las descargas de drenajes urbanos. En la parte alta del Estero está establecida una granja camaronícola de 250 hectáreas de extensión que descarga nutrientes y materia orgánica directamente a la columna de agua. El nitrógeno en este cuerpo de agua puede provenir, entre otras fuentes, de las aguas negras que entran a través del puerto y el exceso de fertilizante que se utiliza en la agricultura, el cual es transportado por las aguas de escorrentía. Resulta pues difícil evaluar experimentalmente el origen y destino del nitrógeno dentro de este cuerpo de agua. En el presente trabajo se ha desarrollado un modelo biogeoquímico acoplado el cual permite determinar la dinámica del nitrógeno descargado por la Granja Camaronícola en la parte alta del Estero de Urías.

Para poder simular la dinámica de los nutrientes dentro del Estero de Urías primero es necesario describir su hidrodinámica. Los resultados del modelo físico indican que la hidrodinámica dentro del Estero de Urías está gobernada principalmente por las mareas astronómicas y su topografía, y los altos gradientes de densidad que se forman de boca del puerto a la parte alta del estero.

La compleja topografía de este cuerpo de agua provoca que existan tres diferentes zonas con características definidas:

- **Zona del Puerto:** tiene la profundidad más baja de todo el estero, conectada directamente al Golfo de California, y muestra las velocidades de corriente más altas y los tiempos de residencia más bajos del estero.
- **Zona Intermedia:** es la zona más ancha del estero y presenta más altos gradientes en temperatura y salinidad.

En esta zona se encuentra localizada la **Planta Termoeléctrica**, la cual presenta un impacto térmico localizado y estacional. Solo en los meses cálidos se pueden llegar a presentar temperaturas que afectan a los seres vivos. Para esta época se supera el valor permitido para la temperatura según la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Tabla 6.1).

- **Cabeza Lagunar:** se trata de la zona más alejada de la frontera lateral abierta, es la más estrecha, con la velocidad de corriente más baja y los tiempos de residencia y salinidades más altos.

Los resultados del modelo físico indican que en la **Cabeza Lagunar** el tiempo de residencia es el más alto, por lo que las descargas de la granja prácticamente no son transportadas fuera del **Estero de Uriás**. Esto se ve reflejado en el experimento de dispersión del **Trazador Conservativo**, el cual es descargado en el **Estero Receptor** y, a los 50 días de iniciada la descarga éste permanece prácticamente contenido dentro de la **Cabeza Lagunar**. La combinación de las bajas velocidades de corriente dentro de la zona de descarga sumado a los altos gradientes de densidad evitan que los trazadores descargados dentro de la **Cabeza Lagunar** sean transportados fuera del estero. Como consecuencia, los nutrientes descargados por la granja se acumulan en esta zona. Los resultados de la comparación de descarga en marea viva y marea muerta indican que las máximas concentraciones de los trazadores descargados se registran en el **Estero Receptor** para el último día de descarga. Estos máximos pueden ser disminuidos si la marea dominante en el máximo de concentración es marea viva. El modelo biogeoquímico simula una caída significativa de los nutrientes (en especial del amonio) a los 5 días de terminar la descarga. Este efecto se debe a la rápida asimilación de los nutrientes disueltos por el ecosistema pelágico y con una eficiencia menor son acumulados dentro de los sedimentos. Con esta gestión de descarga los valores de las magnitudes que impactan la calidad del agua de los cuerpos receptores se puede disminuir en $\sim 10\%$.

Una posible solución para reducir aun más el impacto de la granja en la calidad de agua de los ecosistemas receptores, podría ser un cambio de gestión de las siembras/cosechas. De manera tradicional las granjas de cultivo de camarón se han manejado con ciclos de cultivos con estadios bien definidos, es decir las etapas de cultivo se llevan a cabo de manera homogénea en todos los estanques.

Estas se realizan de manera generalizada y en tiempos específicos en toda la granja, lo que genera dos ciclos de cultivo al año (Cardoso-Mohedano, 2004). El mismo caso sucede en la **Granja Camaronícola**:

- **Etapla inicial**, cuando se llenan los estanques de agua, se siembra y fertiliza, no hay raciones de alimento, o si las hay, son reducidas ($\sim 1.0 \times 10^{-4} \text{ kg m}^{-2}$), el camarón tiene tallas muy bajas, esto ocurre en las primeras 5 semanas de haberse iniciado el cultivo
- **Etapla intermedia**, el camarón adquiere tallas intermedias y se añaden cantidades significativas de alimento ($\sim 2.0 \times 10^{-3} \text{ kg m}^{-2}$), pero todavía no se llega a las tallas comerciales, siendo normalmente entre las semanas 7 y 12 posteriores al comienzo el cultivo

- **Cosecha**, en ésta se vacían los estanques y se presenta la mayor descarga por unidad de tiempo
- **Post-cosecha**, cuando la granja no opera y se preparan los estanques para el siguiente ciclo

En lugar de que la *Granja Camaronícola* tuviera dos siembras y dos cosechas anuales ésta pudiera cambiar su gestión a un sistema en continuo. Diferentes autores han descrito que el cambio de gestión en el cultivo del camarón de la manera tradicional -dos o tres ciclos de cultivo por año- a un modelo de granja multiciclo produce un aumento de la biomasa producida y una disminución en los costos de operación, lo que resulta en un aumento de la productividad de las granjas.

Diferentes autores han recomendado el cambio de gestión tradicional por un sistema multiciclo, el cual lleva a cabo sembrando las postlarvas en diferentes tiempos para cada estanque, o incluso dentro del mismo, lo que produce que en una misma granja existan diferentes edades del camarón. Esta gestión de las granjas conlleva a las denominadas cosechas parciales, es decir que en lugar de tener dos o tres grandes cosechas al año, se tiene un gran número de pequeñas cosechas. Además, Anh et al. (2010a) sugieren que para el cultivo de artemias las cosechas parciales conllevan una mejora en la productividad de la biomasa cosechada.

En lo que respecta al cultivo del camarón, se han realizado diversos trabajos que estudian cuales son las condiciones de siembra y cosecha que producen la mayor rentabilidad de las granjas multiciclo. Tal es el caso del trabajo realizado por Hochman et al. (1990), quienes estudiaron la aplicación de un modelo de gestión para determinar un calendario óptimo de las cosechas. Los autores señalan que los cambios en los precios del camarón, modifican drásticamente las ganancias de los acuacultores, por lo que recomiendan que las cosechas sean planificadas con respecto a las condiciones del mercado, en lugar de contar fechas fijas de cosecha. En ese mismo sentido, Tian et al. (2000) desarrollaron una simulación para estudiar los factores económicos que participan en la producción del camarón en diferentes densidades de almacenamiento, programas de cosecha y tamaño de las granjas. Los autores informan que es más rentable una siembra-cosecha semanal que una que se realiza cada 2 u 8 semanas. Yu y Leung (2005) estudiaron la aplicación de los sistemas multiciclo con el objetivo de determinar la programación óptima de las siembras y las cosechas de una granja de cultivo de camarón. Para este estudio se tomó en cuenta la distribución del tamaño de la cosecha, la dependencia del crecimiento con la temperatura, la disponibilidad de mano de obra y las condiciones del mercado del camarón. Los autores concluyen que una programación adecuada de la granja conlleva un aumento del 5 % en la producción total. Además, encuentran que los factores que limitan la producción en un sistema multiciclo son la disponibilidad de la mano de obra y las condiciones del mercado del camarón. Finalmente, los trabajos de Yu et al. (2006a) y Yu y Leung (2009) estudiaron la aplicación de un modelo de gestión en una granja multiciclo, concluyen que con una buena gestión las granjas multiciclo pueden ser más rentables que las granjas tradicionales.

Los estudios mencionados indican claramente que la *Granja Camaronícola* pudiera ser más rentable dentro un sistema multiciclo. Además los resultados de una simulación de un cambio hipotético de gestión de la *Granja Camaronícola* indican que se reducen impactos la calidad del agua. La metodología para la simulación hipotética de un cambio de gestión a multiciclo por parte de la *Granja Camaronícola* es relativamente simple. Como se explicó en el sección 5.1, el nitrógeno descargado en cada ciclo de cultivo es de: 1.11×10^8 kg N. Un cambio de gestión a un sistema multiciclo implicaría que la granja tendría un gran número de pequeñas descargas a través del año. Este comportamiento se puede simular con un flujo constante de nitrógeno a lo largo de un año.

Los resultados de esta simulación hipotética indican que los máximos en los trazadores disminuyen significativamente. (Figura 6.1). Al comparar los valores máximos obtenidos en la descarga puntual contra los que se obtienen en una descarga en continuo se observa que los valores que pudieran impactar a la calidad

del agua del Estero de Urías disminuyen significativamente (Tabla 6.3).

Los resultados de la simulación indican que las descargas puntuales de la Granja Camaronícola no superan los máximos permisibles por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Tabla 6.1), pero sí superan los valores recomendados por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 (Tabla 6.2), los cuales establecen entre otros los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática (SEMARNAT, 2000). Los resultados de la simulación en continuo para los valores de NH_4 y NO_3 no superan los máximos permisibles para la protección de la vida acuática (SEMARNAT, 2000).

Tabla 6.1: Valores límite de la Norma NOM-001-ECOL-1996 de las variables consideradas en este estudio.

Parámetro	Valores máximos permitidos
Temperatura	40 °C
Nitrogeno total	1785.7 mmol m ⁻³

Tabla 6.2: Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua SEMARNAT (2000).

Parámetro mmol m ⁻³	Concentracion máxima
Nitratos	0.64
Nitrógeno amoniacal	0.55

En conclusión, el modelo biogeoquímico acoplado, desarrollado en el presente trabajo puede servir como herramienta de gestión de las descargas de la Granja Camaronícola; también, con una adecuada modificación de las condiciones iniciales, topografía y forzamientos, podría ser utilizada en otro tipo de granjas camaronícolas. Además esta herramienta puede ayudar a disminuir los impactos de los efluentes de la Granja Camaronícola en ~10 %. Además se recomienda un cambio de gestión de las granjas de la forma tradicional a continuo, ya que, como los resultados indican, este tipo de gestión no solo es más rentable económicamente sino que además se reducirían significativamente los impactos a los ecosistemas receptores.

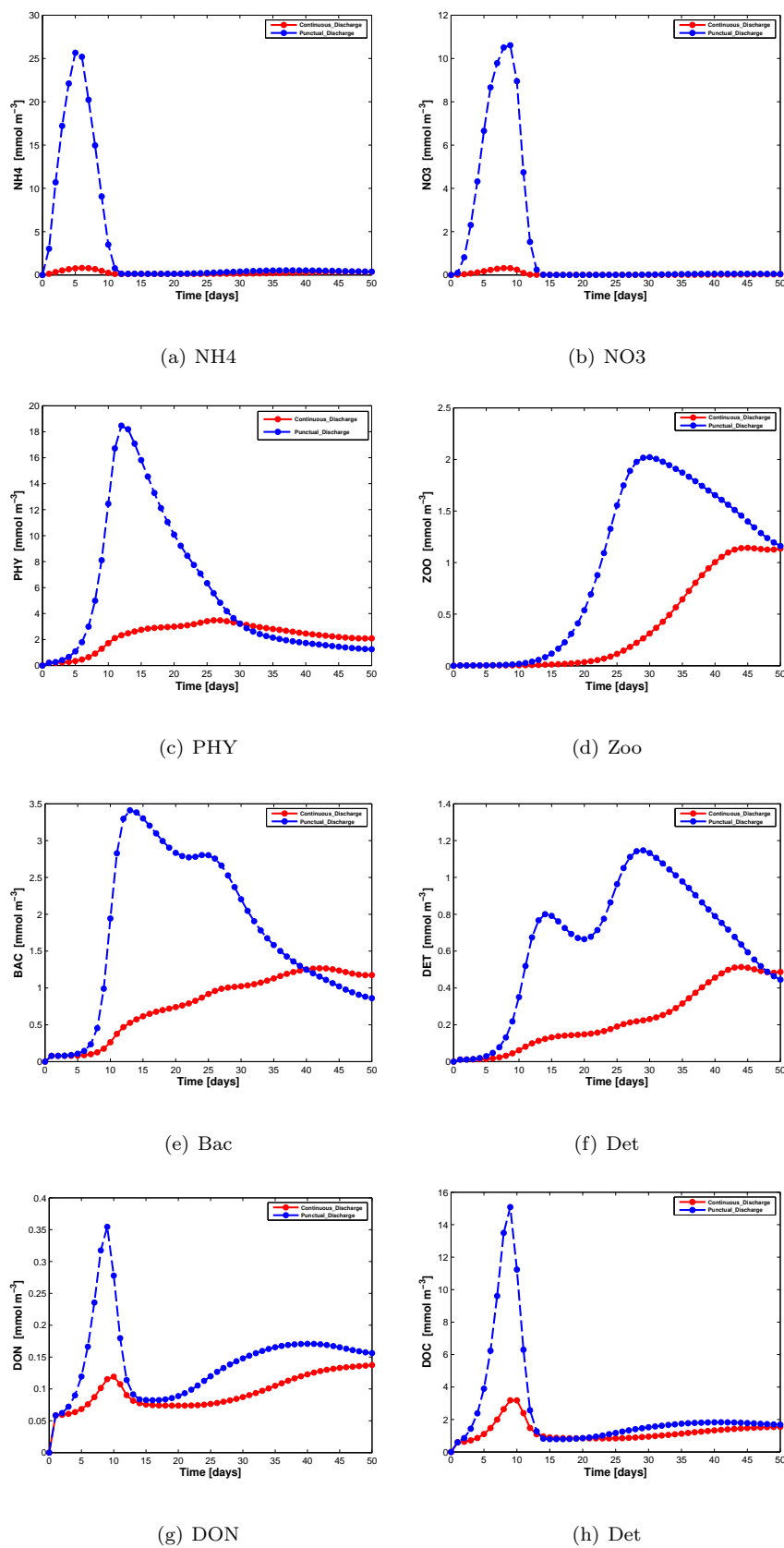


Figura 6.1: Resultado de algunas de las magnitudes en los escenarios de descarga puntual (*Punctual Discharge*) y en continuo (*Continuos Discharge*).

Soluto	Descarga puntual	Descarga en continuo
<i>NH4</i>	25.66	0.80
<i>NO3</i>	10.61	0.32
<i>PHY</i>	18.46	3.48
<i>ZOO</i>	2.02	1.14
<i>BAC</i>	3.41	1.27
<i>DET</i>	1.15	0.51
<i>DON</i>	0.35	0.14
<i>DOC</i>	15.08	3.18

Tabla 6.3: *Concentraciones máximas de las variables biogeoquímicas, para escenarios de de descarga en continuo y puntual*

6.2. Perspectivas

Como cualquier labor científica, este trabajo no está totalmente concluido, sino que abre nuevas puertas a nuevas líneas de investigación, por lo que es importante continuar mejorando el modelo para obtener resultados mejores y más amplios que abarquen otros aspectos. Algunas de las posibles perspectivas del presente trabajo son:

- Integrar el modelo a un sistema de adquisición de datos en continuo. Los forzamientos del presente trabajo son obtenidos apartir de bases de datos y la elevación es simulada con armónicos de marea; sería importante que estos forzamientos fueran datos reales de campo, los cuales permitirían aumentar la exactitud de los resultados.
- Integraría la zona costera el domino del modelo
- La simulación de los trazadores no se limita a los conservativos o biogeoquímicos. Este modelo puede ser utilizado para otro tipo de contaminantes como: antibióticos, metales, hidrocarburos, entre otros. Incluso se puede contemplar la simulación otros puntos de descarga dentro del mismo dominio.
- Es importante desarrollar el módulo de los sedimentos para el modelo biogeoquímico con el objetivo de obtener resultados realistas.
- El presente trabajo no toma en cuenta la entrada de aguas de escorrentía, por lo que los valores de salinidad son sobrevalorados; una correcta simulación del Estero de Urías debería que tomarlas en cuenta.
- Para poder utilizar el presente modelo como un descriptor del estado trófico del Estero de Urías deben que integrar las otras fuentes de nutrientes, además de la Granja Camaronícola.
- El presente trabajo conlleva un alto esfuerzo de cálculo que sólo es posible hacerlo en un ordenador de gran capacidad. Si este modelo puede ser una herramienta de gestión práctica para los acuacultores se

debe reducir el tamaño del dominio en términos de los resultados que se deseen obtener y la capacidad de cómputo con la que se cuente.

- Los resultados del presente trabajo pueden ser útiles, para los acuacultores de la [Granja Camaronícola](#) y para otros del estado de Sinaloa y, en general, para los acuacultores de lagunas costeras tropicales, por lo que se tiene que hacer llegar esta información de la manera más clara y específica posible. Para esto se planea realizar en un corto plazo un informe técnico y una posible reunión con el Consejo Sinaloense de Acuacultura.
- Sería deseable extender este modelo a otras granjas camaronícolas de México, especialmente las de mayores dimensiones y mayor impacto ambiental.

Bibliografía

- Alongi, D. M., Johnston, D. J., Xuan, T. T., 2000. Carbon and nitrogen budgets in shrimp ponds of extensive mixed shrimp-mangrove forestry farms in the mekong delta, vietnam. *Aquaculture Research* 31 (4), 387–399.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F., 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: A review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture* 219 (1-4), 317–336.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F., Cortés-Altamirano, R., 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlan Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* 40 (4), 331–339.
- Andersen, V., Nival, P., 1988. A pelagic ecosystem model simulating production and sedimentation of biogenic particles: role of salps and copepods. *Marine Ecology Progress Series* 44, 37–50.
- Anderson, T. R., 1992. Modelling the influence of food C:N ratio, and respiration on growth and nitrogen excretion in marine zooplankton and bacteria. *Journal of Plankton Research* 14 (12), 1645–1671.
- Anderson, T. R., le B. Williams, P. J., 1998. Modelling the seasonal cycle of dissolved organic carbon at station e1in the english channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46 (1), 93–109.
- Anh, N., Van Hoa, N., Van Stappen, G., Sorgeloos, P., Aug. 2010a. Effect of partial harvesting strategies on *Artemia* biomass production in Vietnamese salt works. *Aquaculture Research* 41 (9), 289–298.
- Anh, P. T., Kroeze, C., Bush, S. R., Mol, A. P. J., 2010b. Water pollution by intensive brackish shrimp farming in south-east vietnam: Causes and options for control. *Agricultural Water Management* 97 (6), 872–882.
- Avril, B., 2002. Doc dynamics in the northwestern mediterranean sea (dyfamed site). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49 (11), 2163–2182.
- Bahamon, N., Cruzado, A., 2003. Modelling nitrogen fluxes in oligotrophic environments: NW Mediterranean and NE Atlantic. *Ecological Modelling* 163 (3), 223–224.
- Baker, K. S., Frouin, R., 1987. Relation between photosynthetically available radiation and total insolation at the ocean surface under clear skies. *Limnology and Oceanography* 32 (6), 1370–1377.
- Baretta, J., Ebenhöf, W., Ruardij, P., 1995. The european regional seas ecosystem model, a complex marine ecosystem model. *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (3/4), 233–246.
- Beman, J., Arrigo, K., Matson, P. c., 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434 (7030), 211–214.

- Bernardello, R., Cardoso, J. G., Bahamon, N., Donis, D., Marinov, I., Cruzado, A., 2012. Modelled interannual variability of vertical organic matter export related to phytoplankton bloom dynamics – a case-study for the NW Mediterranean Sea. *Biogeosciences Discussions* 9 (7), 9091–9124.
- Beveridge, M. C. M., Phillips, M. J., Macintosh, D. J., 1997. Aquaculture and the environment: The supply of and demand for environmental goods and services by asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquaculture Research* 28 (10), 797–807.
- Biao, X., Zhuhong, D., Xiaorong, W., 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Marine Pollution Bulletin* 48 (5-6), 543–553.
- Bignami, F., Marullo, S., Santoleri, R., Schiano, M. E., 1995. Longwave radiation budget in the Mediterranean Sea. *Journal of Geophysical Research* 100 (C2), 2501–2514.
- Bjornsen, P. K., 1988. Phytoplankton exudation of organic matter: Why do healthy cells do it? *Limnology and Oceanography* 33 (1), 151–154.
- Blumberg, A. F., Galperin, B., 1990. On the summer circulation in new york bight and contiguous estuarine waters. *Coastal and Estuarine Studies: Residual Currents and Long-term Transport* 28.
- Blumberg, A. F., Goodrich, D. M., 1990. Modeling of wind-induced destratification in chesapeake bay. *Estuaries* 13 (3), 236–249.
- Blumberg, A. F., Mellor, G. L., 1987. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. In *Three-Dimensional Coastal Ocean Models*, N. S. Heaps (Ed.) 1-16, American Geophysical Union.
- Bolton, D., 1980. The computation of equivalent potential temperature. *Monthly Weather Review* 108, 1046–1053.
- Boyd, C. E., Daniels, H. V., 1994. Liming and fertilization of brackishwater shrimp ponds. *Journal of Applied Aquaculture* 2 (3-4), 221–234.
- Briggs, M. R. P., Funge-Smith, S. J., 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in thailand. *Aquaculture and Fisheries Management* 25 (8), 789–811.
- Burdige, D., Homstead, J., 1994. Fluxes of dissolved organic carbon from Chesapeake Bay sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58 (16), 3407–3424.
- Carbajal, N., 1993. Modeling of the circulation in the Gulf of California. *Berichte aus dem Zentrum fur Klima- und Meeresforschung*. 3.
- Cardoso-Mohedano, J. G., 2004. Impacto de la descarga de efluentes de los estanques de cultivo de camarón en un complejo lagunar (Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México) con y sin influencia del dragado. Master's thesis, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Carlotti, F., Giske, J., Werner, F., 2000. Modeling zooplankton dynamics. In: Harris, R., Wiebe, P., Lenz, J., Skjoldal, H. R., Huntley, M. (Eds.), *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Academic Press, London, pp. 571–667.
- Carvalho, P. S. M., Phan, V. N., 2/3 1997. Oxygen consumption and ammonia excretion of *xiphopenaeus kroyeri* heller (penaeidae) in relation to mass temperature and experimental procedures shrimp oxygen uptake and ammonia excretion. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 209 (1-2), 143–156.

- Chuang, Y., Yang, H., Lin, H., 2009. Effects of a thermal discharge from a nuclear power plant on phytoplankton and periphyton in subtropical coastal waters. *Journal of Sea Research* 61 (4), 197 – 205.
- CICESE, nov 2012. Bienvenidos a predicción de mareas.
URL <http://predmar.cicese.mx/>
- Costanzo, S. D., O'Donohue, M. J., Dennison, W. C., 3 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east australia. *Marine Pollution Bulletin*, 48 (5-6), 514–525.
- Courant, R., Friedrichs, K., Lewy, H., Mar. 1967. On the partial difference equations of mathematical physics. *IBM J. Res. Dev.* 11 (2), 215–234.
- Crise, A., Crispi, G., Mauri, E., 1998. A seasonal three-dimensional study of the nitrogen cycle in the Mediterranean Sea: Part i. model implementation and numerical results. *Journal of Marine Systems* 18 (1-3), 287–312.
- Cruzado, A., 1995. Simulation model of primary production in coastal upwelling of Western Sahara. *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (2/4), 233–244.
- Cruzado, R., Bernardello, R., Ahumada-Sempoal, M., Bahamon, N., 2012. Modelling the Pelagic Ecosystem Dynamics: the NW Mediterranean. *Marine Ecosystems*.
- Dugdale, R. C., Wilkerson, F. P., 1988. Nutrient sources and primary production in the eastern mediterranean. *Oceanologica Acta* 11, 179–184.
- Edwards, A. M., Yool, A., 2000. The role of higher predation in plankton population models. *Journal of Plankton Research* 22 (6), 1085–1112.
- England, M. H., 1995. The age of water and ventilation timescales in a global ocean model. *Journal of Physical Oceanography* 25 (11 Part I), 2756–2777.
- Fasham, M., Ducklow, H., McKelvie, S., 1990a. A nitrogen-based model of plankton dynamics in the ocean mixed layer. *Journal of Marine Research* 48 (3), 591–463.
- Fasham, M. J. R., Ducklow, H. W., McKelvie, S. M., 1990b. A nitrogen-based model of plankton dynamics in the ocean mixed layer. *Journal of Marine Research* 48 (3), 591–639.
- Fasham, M. J. R., Sarmiento, J. L., Slater, R. D., Ducklow, H. W., Williams, R., 1993. Ecosystem behaviour at Bermuda station s and ocean weather station India: a general circulation model and observational analysis. *Global Biogeochemical Cycles* 7, 379–415.
- Ferguson, A., Eyre, B., Gay, J., 2004. Nutrient cycling in the sub-tropical Brunswick estuary, Australia. *Estuaries* 27 (1), 1–17.
- Ferrando, A., Mendez, N., 2011. Effects of organic pollution in the distribution of annelid communities in the Estero de Urías coastal lagoon, Mexico. *Scentia Marina* 75 (2), 351–358.
- Flaherty, M., Karnjanakesorn, C., 1995. Marine shrimp aquaculture and natural resource degradation in Thailand. *Environmental Management* 19 (1), 27–37.
- Franco, A. R., Ferreira, J. G., Nobre, A. M., 9/8 2006. Development of a growth model for penaeid shrimp. *Aquaculture* 259 (1-4), 268–277.

- Galperin, B., Mellor, G. L., 1990a. A time-dependent, three-dimensional model of the Delaware Bay and River system. Part 1: Description of the model and tidal analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31 (3), 231–253.
- Galperin, B., Mellor, G. L., 1990b. A time-dependent, three-dimensional model of the Delaware Bay and River system. Part 2: Three-dimensional flow fields and residual circulation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31 (3), 255–281.
- GESAMP, 1990. The state of the marine environment.(IMO/ FAO/ UNESCO/ WMO/ WHO/ UN/ UNEP Joint Group of experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution . Blackwell Scientific Publications Oxford, Melbourne.
- Gill, A. E., 1982. *Atmosphere-Ocean Dynamics*. Academic Press, New York.
- Godin, G., 1972. The analysis of tidal records. The analysis of tides. Liverpool University Press, Liverpool, pp. 202–213.
- Gutiérrez, O. Q., Marinone, S. G., Parés-Sierra, A., 2004. Lagrangian surface circulation in the Gulf of California from a 3D numerical model. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 51 (6-9), 659–672.
- Haidvogel, D. B., Beckmann, A., 1999. *Numerical Ocean Circulation Modeling (Series on Environmental Science and Management)*. World Scientific Publishing Company.
- Hansell, D. A., Carlson, C. A., 1998. Deep-ocean gradients in the concentrations of dissolved organic carbon. *Nature* 395, 263–266.
- Hein, M. K., Koppen, J. D., 1979. Effects of thermally elevated discharges on the structure and composition of estuarine periphyton diatom assemblages. *Estuarine and Coastal Marine Science* 9 (4), 385 – 401.
- Hellerman, S., Rosenstein, M., 1983. Normal monthly wind stress over the world ocean with error estimates. *Journal of Physical Oceanography* 13, 1093–1104.
- Henderson, A. R., Davies, I. M., 2000. Review of aquaculture, its regulation and monitoring in Scotland. *Journal of Applied Ichthyology* 16 (4-5), 200–208.
- Hochman, E., Rowland, L. W., Wyban, J., Jan. 1990. Modeling shrimp production and harvesting schedules. *Agricultural Systems* 32 (3), 233–249.
- Holmström, K., Gräslund, S., Wahlström, A., Pongshompoo, S., Bengtsson, B. E., Kautsky, N., 2003. Antibiotic use in shrimp farming and implications for environmental impacts and human health. *International Journal of Food Science and Technology* 38 (3), 255–266.
- Hopkinson, C., Giblin, A., Tucker, J., Garritt, R., 1999. Benthic metabolism and nutrient cycling along an estuarine salinity gradient. *Estuaries* 22 (4), 863–881.
- Huang, W., 2007. Hydrodynamic modeling of flushing time in a small estuary of North Bay, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74 (4), 633–642.
- Huang, W., Jones, W. K., Wu, T. S., 2002. Modelling wind effects on subtidal salinity in Apalachicola Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55 (1), 33–46.
- Huang, W., Spaulding, M., 2002. Modelling residence-time response to freshwater input in Apalachicola Bay, Florida, USA. *Hydrological Processes* 16 (15), 3051–3064.

- Hutson, V., 1984. Predator mediated coexistence with a switching predator. *Mathematical Biosciences* 68 (2), 233–246.
- Ikeda, T., Kanno, Y., Ozaki, K., Shinada, A., 2001. Metabolic rates of epipelagic marine copepods as a function of body mass and temperature. *Marine Biology* 139 (3), 587–596.
- INEGI, 2013. México en cifras.
URL <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/>
- Ingleton, T., McMinn, A., 2012. Thermal plume effects: A multi-disciplinary approach for assessing effects of thermal pollution on estuaries using benthic diatoms and satellite imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 99 (0), 132 – 144.
- Jackson, C., Preston, N., Thompson, P. J., Burford, M., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218 (1-4), 397–411.
- Jiménez-Montealegre, R., Verdegem, M. C. J., Dam, A. V., Verreth, J. A. J., 2002. Conceptualization and validation of a dynamic model for the simulation of nitrogen transformations and fluxes in fish ponds. *Ecological Modelling* 147 (2), 123–152.
- Jones, A. B., O'Donohue, M. J., Udy, J., Dennison, W. C., 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52 (1), 91–109.
- Kondo, J., 1975. Air-sea bulk transfer coefficients in diabatic conditions. *Boundary-Layer Meteorology* 9, 91–112.
- Kremer, J., Nixon, S., 1978. A coastal marine ecosystem: Simulation and analysis. *Ecological Studies* 24, 210.
- Langford, T., 2001. Thermal discharges and pollution. In: in Chief: J. H. Steele, E., Turekian, K. K., , Thorpe, S. A. (Eds.), *Encyclopedia of Ocean Sciences*, second edition Edition. Academic Press, Oxford, pp. 10 – 17.
- Lankford, R. R., 1977. Coastal lagoon of Mexico. Their origin and classification, 2nd Edition. Academic Press, New York, pp. 182–215.
- Le Borgne, R., Rodier, M., 1997. Net zooplankton and the biological pump: a comparison between the oligotrophic and mesotrophic equatorial pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 44 (9-10), 2003–2023, a JGFOS Process Study in the Equatorial Pacific.
- Legendre, L., Le Fèvre, J., 1995. Microbial food webs and the export of biogenic carbon in oceans. *Aquatic Microbial Ecology* 09 (1), 69–77.
- L'Helguen, S., Maguer, J.-F., Caradec, J., 2008. Inhibition kinetics of nitrate uptake by ammonium in size-fractionated oceanic phytoplankton communities: implications for new production and f-ratio estimates. *Journal of Plankton Research* 30 (10), 1179–1188.
- Lorenzen, K., Struve, J., Cowan, V. J., 1997. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture: A mathematical model applied to thai commercial shrimp farms. *Aquaculture Research* 28 (7), 493–507.
- Lotka, A., 1925. *Elements of Physical Biology*. Williams and Wilkins, Baltimore, Maryland, USA.

- Lowe, P. R., 1977. An approximating polynomial for the computation of saturation vapor pressure. *Journal of Applied Meteorology* 16, 100–103.
- Margalef, R., 1972. Interpretaciones no estrictamente estadísticas de la representación de entidades biológicas en un espacio multifactorial. *Investigación Pesquera* 36, 183–190.
- Martin, A. P., Pondaven, P., 2006. New primary production and nitrification in the western subtropical north atlantic: A modeling study. *Global Biogeochemical Cycles* 20.
- Mayer, L., 1994. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58 (4), 1271–1284.
- McKinnon, D., Trott, L., Alongi, D. M., Davidson, a., 2002. Water column production and nutrient characteristics in mangrove creeks receiving shrimp farm effluent. *Aquaculture Research* 33 (1), 55–73.
- Mellor, G., 2004. A Three-Dimensional, Primitive Equation, Numerical Ocean Model. User Guide. Princeton University, Princeton.
- Mellor, G. L., 2003. Users guide for a three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model (June 2004 version). Vol. Princeton University. Princeton. Princenton.
- Mellor, G. L., Ezer, T., Oey, L. Y., 1994. The pressure gradient conundrum of sigma coordinate ocean models. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 11 (4), 1126–1134.
- Mellor, G. L., Oey, L. Y., Ezer, T., 1998. Sigma coordinate pressure gradient errors and the seamount problem. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 15 (5), 1122–1131.
- Messinger, F., Arakawa, A., 1976. Numerical Methods Used in Atmospheric Models. Vol. 1. GARP Publications Series No. 17.
- Miao, S., Tu, S., 12 1993. Modeling the effect of daily ration and feeding frequency on growth of redbtail shrimp *penaeus penicillatus* (alock) at controlled temperatures. *Ecological Modelling* 70 (3-4), 305–321.
- MIPICH2, 2012. High-performance and Widely Portable MPI.
URL <http://www.mcs.anl.gov/research/projects/mpich2/>
- Montaño-Ley, Y., Páez-Osuna, F., 1990. Preliminary study of the hydraulic system in Mazatlan Harbour, Sinaloa, Mexico. *Geofísica Internacional* 29 (4), 237–247.
- Montaño-Ley, Y., Páez-Osuna, F., Peraza-Vizcarra, R., 2000. Suspended and bed load sediment transport through a coastal lagoon entrance in Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 16 (1), 27–36.
- Montaño-Ley, Y., Peraza-Vizcarra, R., Páez-Osuna, F., 2008. Tidal hydrodynamics and their implications for the dispersion of effluents in Mazatlán harbor: An urbanized shallow coastal lagoon. *Water Air Soil Pollut.* 194 (1-4), 343–357.
- Montes-González, O., 2011. Modelación de la dispersión de contaminantes en la boca del estero de Uriás, Mazatlán, Sinaloa, México. Bachelor thesis, Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, México.
- Montoya, R. A., Lawrence, A. L., Grant, W. E., Velasco, M., 2002. Simulation of inorganic nitrogen dynamics and shrimp survival in an intensive shrimp culture system. *Aquaculture Research* 33 (2), 81–94.

- Nixon, W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219.
- Ochoa-Izaguirre, M. J., Carballo, J. L., Páez-Osuna, F., 2002. Qualitative changes in macroalgal assemblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Botanica Marina* 45 (2), 130–138.
- Odum, H., 1960. Ecological potential and analog circuits for the ecosystem. *American Scientist* 48, 1–8.
- Oey, L. Y., Mellor, G. L., Hires, R. I., 1985a. A three-dimensional simulation of the Hudson-Raritan Estuary. Part I: description of the model and model simulations. *Journal of Physical Oceanography* 15 (12, Dec. 1985), 1676–1692.
- Oey, L. Y., Mellor, G. L., Hires, R. I., 1985b. Tidal modeling of the Hudson-Raritan Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20 (5), 511–527.
- Oey, L. Y., Mellor, G. L., Hires, R. I., Hires, R. I., 1985c. A three-dimensional simulation of the Hudson-Raritan Estuary. Part III: salt flux analyses. *Journal of Physical Oceanography* 15 (12, Dec. 1985), 1711–1720.
- Osuna-López, J., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., Ortega, R., 1986. Metales pesados en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*.
- Páez-Osuna, F., 2001a. The environmental impact of shrimp aquaculture: A global perspective. *Environmental Pollution* 112 (2), 229–231.
- Páez-Osuna, F., 2001b. The environmental impact of shrimp aquaculture: Causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management* 28 (1), 131–140.
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L. P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., Ruiz-Fernández, A. C., 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46 (7), 806–815.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R., Ruiz-Fernández, A. C., 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 36 (1), 65–75.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R., Ruiz-Fernández, A. C., 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 38 (7), 585–592.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R., Ruiz-Fernández, A. C., Espinoza-Angulo, R., 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 34 (5), 290–297.
- Páez-Osuna, F., Hendrickx-Reners, M., Cortés-Altamirano, R., 1994. Efecto de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas. Informe final Proyecto CONACYT-N9110, 445.
- Páez-Osuna, F., Osuna-López, J., 1990. Aspectos genéticos de los sedimentos marinos de la boca del Golfo de California evidenciados por la geoquímica de sus metales pesados. *Geofísica Internacional* 29, 47–58.
- Payne, R. E., 1972. Albedo of the sea surface. *Journal of the Atmospheric Sciences* 29, 959–970.
- Páez-Osuna, F., 2001. Flujos y balance de masas de nutrientes en estanques camaronícolas. *Camaronicultura y Medio Ambiente*. UNAM y El Colegio de Sinaloa.

- Ponce-Palafox, J., Martinez-Palacios, C. A., Ross, L. G., 1997. The effects of salinity and temperature on the growth and survival rates of juvenile white shrimp, *Penaeus vannamei*, Boone, 1931. *Aquaculture* 157 (1-2), 107–115.
- Poornima, E., Rajadurai, M., Rao, T., Anupkumar, B., Rajamohan, R., Narasimhan, S., Rao, V., Venugopalan, V., 2005. Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant on phytoplankton. *Journal of Thermal Biology* 30 (4), 307 – 316.
- Primavera, J. H., 1997. Socio-economic impacts of shrimp culture. *Aquaculture Research* 28 (10), 815–827.
- Quiñonez-Gallardo, W. E., 2008. Aportes de nitrógeno por efluentes acuicolas al estero de Urías: concentración de las especies químicas y composición isotópica. Bachelor's Thesis, Instituto Tecnológico de Mazatlán, México.
- Rabalais, N., 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio* 31 (2), 102–112.
- Redfield, A., Ketchum, B., Richards, F. ., 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. *The Sea* 2, 26–77.
- Reed, R. K., 1977. On estimating insolation over the ocean. *Journal of Physical Oceanography* 7, 482–485.
- Riley, G., Stommel, H., Bumpus, D., 1949. Quantitative ecology of the plankton of the Western North Atlantic. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection* 12 (3), 1–169.
- Robertson, A. I., Phillips, M. J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295 (1-3), 311–321.
- Rosati, A., Miyakoda, K., 1988. A general circulation model for upper ocean simulation. *Journal of Physical Oceanography* 18, 1601–1626.
- Rosenberry, R., San Diego 1998. World shrimp farming. *Shrimp News International*.
- Ruiz-Fernández, A., Frignani, M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M., Raygoza-Viera, J., Páez-Osuna, F., 2009. Trace metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 32, 551–564.
- Ruiz-Fernández, A., Hillaire-Marcel, C., 2009. 210pb-derived ages for the reconstruction of terrestrial contaminant history into the Mexican Pacific coast: Potential and limitations. *Marine Pollution Bulletin* 59 (4-7), 134–145.
- Ruiz-Fernández, A., Marrugo-Negrete, J., Paternina-Urbe, R., Pérez-Bernal, L., 2011. 210 Pb-derived sedimentation rates and corg fluxes in Soledad Lagoon (Cispatá Lagoon System, NW Caribbean Coast of Colombia). *Estuaries and Coasts* 34 (6), 1117–1128.
- SAGARPA, 2010. Anuario estadístico de acuacultura y pesca. Comisión Nacional de acuacultura y pesca, 123.
- Sarmiento, J. L., Slater, R. D., Fasham, M. J. R., Ducklow, H. W., Toggweiler, J. R., Evans, G. T., 1993. A seasonal three-dimensional ecosystem model of nitrogen cycling in the north atlantic euphotic zone. *Global Biogeochemical Cycles* 7, 417–450.
- Schneider, C. W., 1981. The effect of elevated temperature and reactor shutdown on the benthic marine flora of the millstone thermal quarry, connecticut. *Journal of Thermal Biology* 6 (1), 1 – 6.

- Secretaría de Marina, 2001. Carta náutica sm 368. Tech. Rep. 1-2, Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo, México, Portulano de Mazatlán, México.
- Secretaría de Marina, 1974. Estudio geográfico de la región de Mazatlán Sinaloa. Tech. rep., Esc. 1-7500. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo, México.
- SEMARNAT, 2000. Calidad del agua en los ecosistemas costeros. Instituto nacional de Ecología. México.
- SEMARNAT, 2004. Evaluación de las externalidades ambientales de la generación termoeléctrica en México. SEMARNAT/CEPAL, Reporte LC/MEX/L.644.
- SENER, 2012. Secretaría de energía. Centro de Información Energética, estadísticas nacionales.
URL <http://www.sener.gob.mx/>
- Simonot, J., Dollinger, E., Le Treut, H., 1988. Thermodynamic-biological-optical coupling in the oceanic mixed layer. *Journal of Geophysical Research* 93 (C7), 8193–8202.
- Smolarkiewicz, P. K., 1984. A fully multidimensional positive definite advection transport algorithm with small implicit diffusion. *Journal of Computational Physics* 54 (2), 325–362.
- Steele, J., 1970. Marine food chains. University of California Press, Berkeley.
- Sverdrup, H. U., Johnson, M. W., Fleming, R. H., 1942. The Oceans Their Physics, Chemistry, and General Biology. New York: Prentice-Hall.
- Tian, X., Leung, P., Lee, D., 2000. Size economies and optimal scheduling in shrimp production: results from a computer simulation model. *Aquacultural Engineering* 22 (4), 289–307.
- Trott, L. A., Alongi, D. M., 2000. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin* 40 (11), 947–951.
- Trott, L. A., McKinnon, A. D., Alongi, D. M., Davidson, A., Burford, M. A., 2004. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59 (2), 197–207.
- Tunvilai, D., Songsangjinda, P., Chaiyakaj, K., 1993. Pollution loading of effluent from intensive tiger shrimp culture ponds. Technical paper 4/1993. National Institute of Coastal Aquaculture. Department of Fisheries. Kao Saen, Muang District, Song Khla, Thailand.
- Valiela, I., Foreman, K., Lamontagne, M., H., D., C. J., Peckol, P., Demeo-Anderson, B., D'Avanzo, C., Babione, M., Sham, C.-H., Lajtha, K., 1992. Couplings of watersheds and coastal waters: Sources and consequences of nutrient enrichment in waquoit bay, massachusetts. *Estuaries* 15, 443–457.
- Valiela, I., Teal, J., 1976. Production and dynamics of experimentally enriched salt march vegetation, belowground biomasa. *Limnology and Oceanography* 21, 245–252.
- Varela, R., Cruzado, A., Tintoré, J., García-Ladona, E., 1992a. Modelling the deep-chlorophyll maximum: A coupled physical-biological approach. *Journal of Marine Research* 50, 441–463.
- Varela, R., Gabaldon, A. C. J., 1995. Modelling primary production in the North Sea using the European Regional Seas Ecosystem Model. *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (3), 337–361.
- Varela, R. A., Cruzado, A., Tintoré, J., García Ladona, E., 1992b. Modelling the deep-chlorophyll maximum: A coupled physical-biological approach. *Journal of Marine Research* 50, 441–463.

- Villalba, L. A., 1989. Descripción general del estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Ciencias del mar* 8, 32–37.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., Tilman, D. G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* 7 (3), 737–750.
- Vollenweider, R., 1992. Coastal marine eutrophication: Principles and control. *Science of the Total Environment (SUPPL.)*, 1–20.
- Volterra, V., 1931. *Leçons sur la Théorie Mathématique de la Lutte pour la Vie*. Éditions Jacques Gabay.
- Warner, R., 2012. Environmental impacts of hydroelectric power and other anthropogenic developments on the hydromorphology and ecology of the durance channel and the Etang de Berre, southeast France. *Journal of Environmental Management* 104 (0), 35 – 50.
- Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D. M., Trott, L., Davidson, A., 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50 (1), 85–97.
- Wroblewski, J., 1977. A model of phytoplankton plume formation during variable oregon upwelling. *Journal of Marine Research* 35, 357–394.
- Wroblewski, J., 1989. A model of the spring bloom in the North Atlantic and its impact on ocean optics. *Limnology and Oceanography* 24, 1565–1573.
- Wroblewski, J., Sarmiento, J., Flierl, G., 1988. An ocean basin scale model of plankton in the North Atlantic. *Solutions for the climatological oceanographic conditions in May. Global Biogeochemical Cycles* 2, 199–218.
- Yu, R., Leung, P., May 2005. Optimal harvesting strategies for a multi-cycle and multi-pond shrimp operation: A practical network model. *Mathematics and Computers in Simulation* 68 (4), 339–354.
- Yu, R., Leung, P., Feb. 2009. Optimal harvest time in continuous aquacultural production: The case of nonhomogeneous production cycles. *International Journal of Production Economics* 117 (2), 267–270.
- Yu, R., Leung, P., Bienfang, P., Apr. 2006a. Optimal production schedule in commercial shrimp culture. *Aquaculture* 254 (1-4), 426–441.
- Yu, R., Leung, P., Bienfang, P., 1 2006b. Predicting shrimp growth: Artificial neural network versus nonlinear regression models. *Aquacultural Engineering* 34 (1), 26–32.
- Zimmerman, A., Canuel, E., 2000. A geochemical record of eutrophication and anoxia in Chesapeake Bay sediments: Anthropogenic influence on organic matter composition. *Marine Chemistry* 69 (1-2), 117–137.

Glosario

BAC

Bacterias.

CHL

Clorofila a.

DET

Detrito.

DOC

Carbono orgánico disuelto.

DOM

Materia orgánica disuelta.

DON

Nitrógeno orgánico disuelto.

NH₄

Amonio.

NO₃

Nitrato.

PAR

Radiación Fotosintéticamente Activa, *Photosynthetic Available Radiation*.

PHY

Fitoplancton.

SEL

Sedimento lábil.

SER

Sedimento refractario.

Var %

Porcentaje de variación.

ZOO

Zooplancton.

Cabeza Lagunar

Cabeza Lagunar del Estero de Urías.

CFL

Courant-Friedrich-Levy.

ERA-intermin

Modelo ERA-intermin es desarrollado por la *European Centre for Medium-Range Weather Forecast* (ECMWF).

Estero de Referencia

Estero no impactado directamente por la granja.

Estero de Urías

complejo lagunar Estero de Urías.

Estero Receptor

Estero receptor de los efluentes de la granja.

Estero Tributario

Estero tributario de agua para la granja.

GC

Golfo de California.

Granja Camaronícola

Granja camaronícola “Don Jorge”.

Marea Muerta

Escenario de descarga en marea muerta o de cuadratura.

Marea Viva

Escenario de descarga en marea viva o de sicigia.

Planta Termoeléctrica

Planta Termoeléctrica Aceves Pozos.

POM

Princeton Ocean Model.

sbPOM

Stony Brook Parallel Ocean Model.

Trazador Conservativo

Trazador que sólo es afectado por la advección y difusión.

Trazador de Edad

Trazador que acumula tiempo a cada paso del modelo.

Zona del Puerto

Zona del Puerto de Mazatlán.

Zona Intermedia

Zona Intermedia del Estero de Urías.